

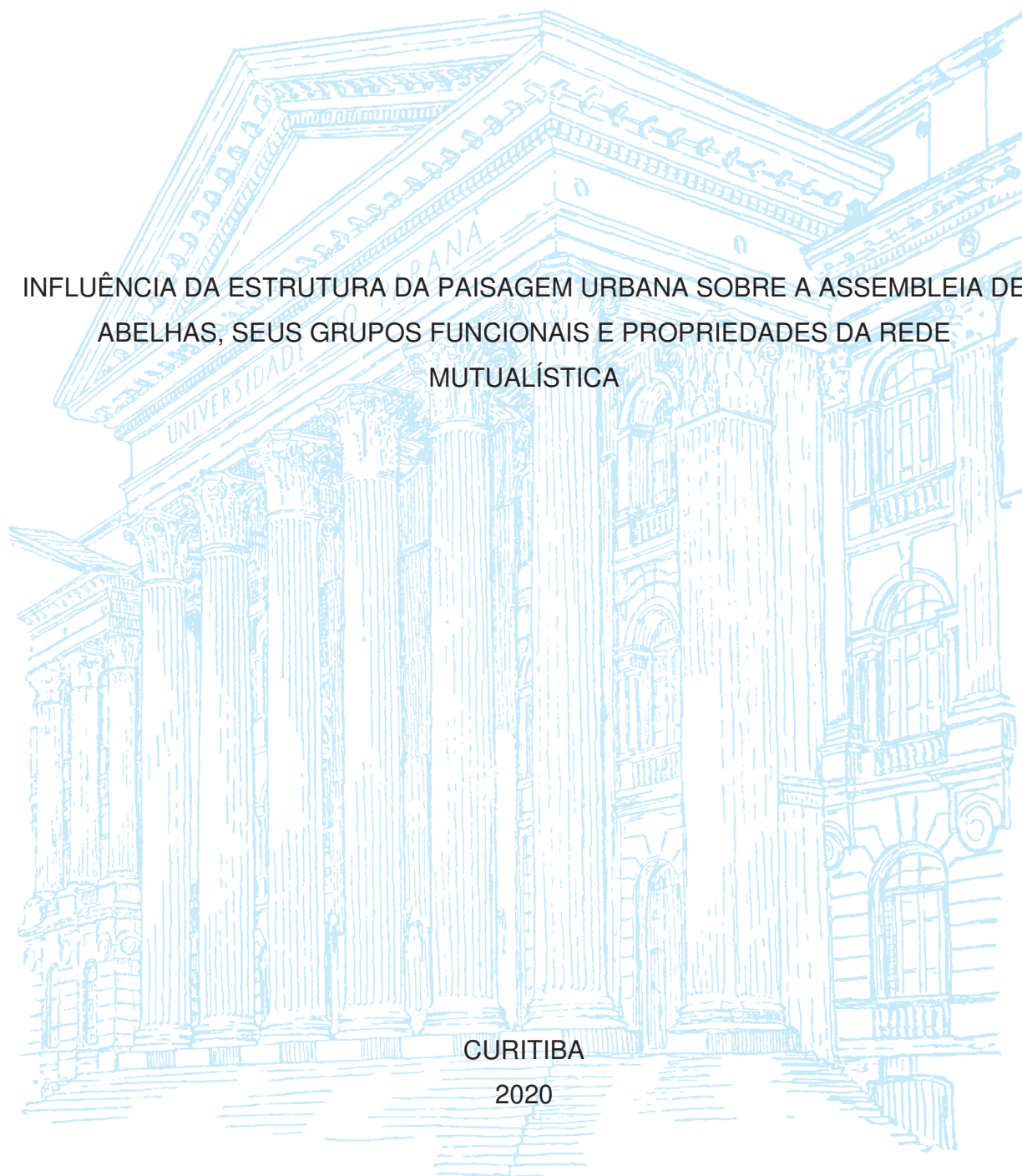
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LETÍCIA VANESSA GRAF

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE
ABELHAS, SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E PROPRIEDADES DA REDE
MUTUALÍSTICA

CURITIBA

2020



LETÍCIA VANESSA GRAF

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE
ABELHAS, SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E PROPRIEDADES DA REDE
MUTUALÍSTICA

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Barbosa Gonçalves.

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Graf, Letícia Vanessa

Influência da estrutura da paisagem urbana sobre a assembleia de abelhas, seus grupos funcionais e propriedades da rede mutualística. / Letícia Vanessa Graf. – Curitiba, 2020.

155 p.: il.

Orientador: Rodrigo Barbosa Gonçalves.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

1. Abelhas. 2. Polinizadores. 3. Urbanização. 4. Ecologia das paisagens. I. Título. II. Gonçalves, Rodrigo Barbosa, 1982-. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

CDD (22. ed.) 595.799



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ENTOMOLOGIA) - 40001016005P5

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ENTOMOLOGIA) da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **LETICIA VANESSA GRAF PETERS** intitulada: **INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS, SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E PROPRIEDADES DA REDE MUTUALÍSTICA COM ACARACTERIZAÇÃO DESTA COMUNIDADE**, sob orientação do Prof. Dr. RODRIGO BARBOSA GONÇALVES, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 30 de Setembro de 2020.

Assinatura Eletrônica
01/10/2020 15:33:15.0
RODRIGO BARBOSA GONÇALVES
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
01/10/2020 15:17:08.0
ISABELA GALARDA VARASSIN
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
02/10/2020 09:08:53.0
DANILO BOSCOLO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO)

Assinatura Eletrônica
02/10/2020 09:54:11.0
GABRIEL AUGUSTO RODRIGUES DE MELO
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Departamento de Zoologia - Centro Politécnico - CURITIBA - Paraná – Brasil
CEP 81531-980 - Tel: (41) 3361-1763 - E-mail: pgento@ufpr.br
Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.
Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 54437
Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 54437
Voltou a usar o nome de LETÍCIA VANESSA GRAF, conforme Certidão de Casamento com Averbação de Divórcio, Livro: B-034, Fls: 097, Termo: 012087, averbado no dia 29/03/2018, no 2º Serviço de Registro Civil e 14º Tabelionato de Curitiba, PR.

Curitiba, 04 de dezembro de 2020

Declaração

Declaro como presidente da banca examinadora da tese de doutorado de Leticia Vanessa Graf, que a referida banca solicitou a alteração do título da tese de “INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS, SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E PROPRIEDADES DA REDE MUTUALÍSTICA COM A CARACTERIZAÇÃO DESTA COMUNIDADE,” para “INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS, SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E PROPRIEDADES DA REDE MUTUALÍSTICA”.

Atenciosamente,



Prof. Rodrigo Barbosa Gonçalves
SIAD 202434
Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas
Universidade Federal do Paraná
Fone 41-99541-9689
rbg@ufpr.br

Dedico este estudo aos meus filhos, meus eternos amores e professores, que me ensinam a ser uma pessoa melhor a cada dia.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente ao meu orientador, professor Dr. Rodrigo B. Gonçalves, pelo incentivo para que eu cursasse o doutorado, pelo grandioso conhecimento sobre identificação de abelhas, pela paciência em me ensinar desde o começo, por me dar a oportunidade de trabalhar com ecologia urbana, pelas adoráveis conversas na hora do café e por acreditar em mim.

Aos meus colegas de laboratório Anderson Lepeco, Camila C. F. da Costa, Felipe Walter, Marina Cardoso, Odair M. de Meira e Priscila Soares Oliveira por me ajudarem em tudo que eu precisei ao longo do doutorado, pelos prazerosos dias de laboratório (com café e paçoca) e de balada. Sou imensamente grata a vocês pelo apoio emocional nesses últimos anos! Também à Júlia Lopes Henke, apesar das poucas oportunidades que tivemos de conversar.

Ao professor Dr. Gabriel A. R. Melo pelos inúmeros conhecimentos acerca das abelhas, bem como aos demais professores do PPG Entomologia (UFPR), que me ensinaram sobre as belezas dos insetos em todas as suas facetas.

À professora Dra. Isabela G. Varassin pelas disciplinas que me disponibilizou pelo departamento de Botânica, pelo imenso conhecimento adquirido durante suas aulas e pela ajuda com minhas inúmeras dúvidas ao longo do projeto.

Ao professor Dr. Danilo Boscolo pela disciplina de Ecologia de Paisagens que tive a oportunidade de cursar antes de iniciar o doutorado.

Ao professor Dr. Maurício O. Moura, que me ensinou e me guiou pelas análises estatísticas.

Ao professor Dr. Renato Goldenberg pelo acesso ao herbário do Departamento de Botânica (UPCB) e pela identificação de algumas espécies de plantas coletadas.

Ao meu cunhado, professor Dr. Rafael D. Zenni, pela parceria no meu primeiro artigo com abelhas, por todas as dicas e ajudas ao longo do doutorado e por ler e dar sua opinião sobre minha tese.

Ao colega Me. Israel Schneiberg pelo conhecimento sobre a metodologia analítica de Ecologia de Paisagem.

À colega Dra. Camila S. Souza pela ajuda com as análises de redes mutualísticas.

Ao colega Dr. Fabrício S. Meyer pela identificação das plantas e por todas as outras informações sobre as espécies que coletei.

Ao colega Dr. Diego N. Barbosa pela leitura e críticas à minha tese.

À Monique Schreiner pela ajuda com a programação no software R Studio.

Aos colegas do departamento, que apesar dos poucos momentos que tivemos devido à minha rotina puxada como mãe e doutoranda, sempre me ajudaram com o que eu precisei e me ensinaram muito.

Ao Ministério do Meio Ambiente, Exército Brasileiro, Infraero e Secretaria do Meio Ambiente de Curitiba pelas autorizações de coleta. Aos responsáveis pelas áreas dos Quartéis Militares (Quartel General 5a DE, Quartel 5o GAC AP, Parque Regional de Manutenção/5) e do Aeroporto Internacional Afonso Pena por disponibilizarem o acesso às áreas amostrais.

Pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos dos quatro anos e pela prorrogação de dois meses, que foram essenciais para a finalização deste documento em meio à pandemia.

Aos meus pais, Ruth Graf e Hans Graf, por quem sempre serei grata pelo amor, educação e incentivo para que eu continuasse minha carreira acadêmica e profissional.

Às minhas irmãs, Christie M. Graf e Juliana Graf Zenni, que sempre me apoiaram emocionalmente ao longo dessa jornada.

Ao Luisi dos Santos Peters, pai dos meus filhos, pelo imenso carinho que dá aos nossos pequenos e quem me ajuda com o cuidado dos mesmos, sem o qual seria impossível finalizar esta tese.

“Uma abelha pequena, preta e destituída de cúspide, chamada “Mirim”. Este bichinho é, ao mesmo tempo, o maior tormento e o maior presente para o habitante da floresta.... Pousa em grande número atrás do pescoço e no dorso das mãos, cobrindo estas partes completamente. Ela acompanha qualquer passo que você dê, esvoaçando em nuvens ao redor da sua cabeça. É impossível almoçar sem engolir meia dúzia delas ou mais... Além de ser o mais audacioso e destemido de todos os insetos alados do mundo, é também o que existe em maior quantidade. Encontrei-as em igual abundância em todas as florestas subtropicais da província do Paraná. Não é exagero dizer que uma pessoa poderá matar por minuto cinquenta delas no dorso de sua mão, por cinco horas consecutivas durante o dia... Depois de algum tempo, eu me acostumei a elas e andava o dia todo com talvez quinhentas amontoadas atrás do pescoço... Mais tarde vim a descobrir nelas um meio de proteção contra os mosquitos, pois nos lugares de sua predileção se amontoavam em tão grande número que nenhum mosquito encontrava espaço disponível para inserir a sua probóscide... Nunca descobri uma colmeia de “Mirim” e muito poucos foram os nossos camaradas brasileiros que realmente se mostravam capazes nessa arte. Entretanto, tínhamos um ou dois homens que possuíam a faculdade (eu diria quase instinto) que os auxiliava a encontrar muitas colmeias em uma hora, tantas quantas fossem precisas para abastecer o nosso acampamento de mel por uma semana.”

(Thomas P. Bigg-Whiter, 1974).

RESUMO

A urbanização vem crescendo rapidamente ao redor do mundo, sendo um dos grandes processos antrópicos responsáveis pela perda de habitat e fragmentação, fatores estes que modificam a estruturação das comunidades e que podem levar a extinção de espécies. Como as abelhas são os principais agentes polinizadores, perdas nas suas espécies, bem como modificações nas redes de interação mutualísticas entre abelhas e plantas, podem trazer consequências diretas à biodiversidade. Este estudo buscou compreender como as abelhas respondem à paisagem urbana, quais grupos funcionais são mais sensíveis e como as propriedades de rede são modificadas. Foram descritas a assembleia de abelhas e suas mudanças históricas, a rede mutualística, sendo também verificado como a composição desta assembleia varia ao longo das localidades amostradas. Foram selecionadas dez áreas em Curitiba e região metropolitana para o levantamento de abelhas e registro das plantas as quais elas estavam visitando. Cada dia amostral teve seis horas de duração. As coletas foram realizadas com rede entomológica, um dia por mês em cada área, por um período de dez meses. Entre as modificações que ocorreram na assembleia de abelhas, algumas espécies demonstraram estar mais propensas à extinção local, enquanto outras tiveram alta abundância em ambientes antropizados. Foram coletados meliponíneos que não haviam sido previamente registrados, os quais provavelmente estão sendo criados em caixas racionais. A criação de espécies fora de suas áreas de distribuição deve ser evitada, uma vez que pode promover a disseminação de espécies exóticas invasoras e causar inúmeros prejuízos ecológicos e econômicos. Apesar da urbanização, a composição da assembleia de abelhas variou conforme as fitofisionomias que ocorrem na região. A diversidade e a riqueza de espécies de abelhas não foram métricas tão robustas para verificar o efeito da estrutura da paisagem sobre este grupo. Entretanto, as análises com a riqueza dos grupos funcionais demonstraram que as abelhas oligoléticas foram mais sensíveis à urbanização, seguido pelo grupo das abelhas que nidificam no solo e então pelas abelhas solitárias. O grupo das abelhas poliléticas, assim como das que nidificam fora do solo e das eussociais não sofreram influência da paisagem urbana, sendo desse modo, mais resistentes a este meio. Com relação à rede mutualística, as abelhas eussociais foram as que mais realizaram interações e dentre as plantas, o gênero *Baccharis* se destacou. As análises realizadas com as propriedades de rede demonstraram que quanto menor a qualidade de hábitat, maior o índice de especialização de rede (H_2'), ou seja, áreas mais urbanizadas apresentaram redes mais especializadas. Estas áreas, porém, não foram compostas por mais espécies oligoléticas que áreas menos urbanizadas, mas sim por espécies poliléticas que se apresentaram maior especialização nestes locais. Este estudo demonstrou que a urbanização afeta grupos funcionais de abelha de formas diferentes e que modifica a estrutura de redes mutualísticas, tornando a rede entre polinizadores e plantas menos complexa.

Palavras-chave: Abelhas. Polinizadores. Rede mutualística. Urbanização. Ecologia de Paisagem.

ABSTRACT

Urbanization has been growing rapidly around the world, being one of the major anthropic processes responsible for habitat loss and fragmentation, factors that modify the structure of communities and that can lead to species extinction. As bees are the main pollinating agents, losses of their species, as well as changes in the mutualistic interaction networks between bees and plants, can have direct consequences on biodiversity. This study sought to understand how bees respond to the urban landscape, which functional groups are more sensitive and how network properties are modified. The bee assembly and its historical changes, as well as the mutualistic network were described. It was also verified how the composition of the bee assembly varied along the sampled sites. Ten areas were selected in Curitiba and its metropolitan region to survey bees and record the plants they were visiting. Each sample day lasted six hours. The surveys were carried out with entomological net, one day per month in each area, during ten months. Among the changes that occurred in the bee assembly, some species proved to be more prone to local extinction, while others had high abundance in anthropized environments. Some species of Meliponini that had not been previously registered were collected, they are probably being kept in rational boxes. The bee keeping of species outside of their distributional areas should be avoided, as it can result in the spread of invasive alien species and cause numerous ecological and economic damage. Despite urbanization, the composition of the bee assembly varied according to the phytophysiognomies that occur in the region. The metrics of diversity and richness of bee species were not so robust to verify the effect of the landscape structure on this group. However, analyzes with the richness of the functional groups showed that oligolectic bees were more sensitive to urbanization, followed by the group of bees that nest in the soil and then by solitary bees. The group of poliletic bees, as well as those that nest outside the soil and eussocial bees were not influenced by the urban landscape, being, therefore, more resistant to this environment. Regarding the mutualistic network, eussocial bees were the ones that presented more interactions and, among the plants, the genus *Baccharis* stood out. The analyzes that evaluated the network properties showed that the lower the habitat quality, the higher the network specialization index (H_2'), that is, more urbanized areas had more specialized networks. These areas, however, were not composed of more oligolectic species than less urbanized areas, but of poliletic species that showed greater specialization in these sites. This study demonstrated that urbanization affects functional bee groups differently and that modifies the structure of mutualistic networks, making the network between pollinators and plants less complex.

Keywords: Bees. Pollinators. Mutualistic network. Urbanization. Landscape Ecology.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA PERSPECTIVA DA ECOLOGIA DE PAISAGEM	14
1.2	BIOLOGIA E IMPORTÂNCIA DAS ABELHAS	15
1.3	ABELHAS E SUAS RESPOSTAS À URBANIZAÇÃO	18
1.4	REDES MUTUALÍSTICAS E SUAS RESPOSTAS À URBANIZAÇÃO	21
1.5	CARACTERIZAÇÃO DE CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA: HISTÓRICO E FITOFISIONOMIAS	24
1.6	OBJETIVOS	28
1.6.1	Objetivo Geral	28
1.6.2	Objetivos Específicos	28
2	MATERIAL E MÉTODOS	29
2.1	ÁREA DE ESTUDO	29
2.2	AMOSTRAGEM	32
2.3	DADOS DA PAISAGEM	33
2.4	ANÁLISE DOS DADOS	37
2.4.1	DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS	37
2.4.2	MÉTRICAS UTILIZADAS PARA A DESCRIÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA	39
2.4.3	ANÁLISES DE PAISAGEM	40
3	RESULTADOS	44
3.1	DESCRIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS DA GRANDE CURITIBA	44

3.2	DIVERSIDADE DE ABELHAS NAS DIFERENTES ÁREAS AMOSTRAIS	45
3.3	COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS AO LONGO DA CIDADE	48
3.4	EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE ABELHAS, DE SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E SOBRE A UNIFORMIDADE FUNCIONAL	52
3.5	DESCRIÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA	63
3.6	EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES MUTUALÍSTICAS	70
4	DISCUSSÃO	75
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS DA GRANDE CURITIBA E SUAS MODIFICAÇÕES HISTÓRICAS	75
4.2	INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS E SEUS GRUPOS FUNCIONAIS	80
4.3	CARACTERIZAÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA	86
4.4	INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES MUTUALÍSTICAS	90
5	CONCLUSÃO	94
	REFERÊNCIAS	96
	MATERIAIS SUPLEMENTARES	123

1 INTRODUÇÃO

1.1 EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA PERSPECTIVA DA ECOLOGIA DE PAISAGEM

Estima-se que a população mundial passará de 7,6 para 11,2 bilhões de habitantes em 2100 (UNITED NATIONS 2017). Além deste aumento, a população está se tornando cada vez mais urbana. Atualmente aproximadamente 54% das pessoas vivem em cidades, porcentagem esta que tende a subir para 66% em 2050 (UNRIC 2018). Entre as consequências primárias da urbanização estão a perda de habitat e a fragmentação, processos diferentes que modificam a estruturação das comunidades e que podem levar à extinção de espécies (FAHRIG 2003, MCKINNEY 2006, JONES e LEATHER 2012, SETO et al. 2012, VANBERGEN et al. 2013). Este cenário de intenso crescimento urbano propicia uma urgência no desenvolvimento de estudos ecológicos para compreendermos como as comunidades vêm sendo transformadas e quais espécies estão sendo perdidas nestes ambientes. Estes conhecimentos embasam o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de conservação da biodiversidade, que por sua vez promovem melhoras na qualidade de vida e bem estar humano, além de cumprirem com nossa responsabilidade ética (DEARBORN e KARK 2010).

Como consequência, a perda de habitat e a fragmentação urbana geram uma matriz altamente complexa ao redor de manchas de habitat de diferentes tamanhos e formas (YOUNG e JARVIS 2001). Esta matriz é composta principalmente por extensas áreas pavimentadas e inúmeras construções, que podem dificultar a sobrevivência das espécies que ali se encontram (GESLIN et al. 2016). Estudos em Ecologia de Paisagem buscam compreender, dentre outras coisas, como cada espécie percebe e utiliza uma paisagem, uma vez que cada categoria de uso do solo (por exemplo, vegetação, pavimentação, corpos d' água) promove diferentes respostas em cada espécie (FAHRIG et al. 2011, BOSCOLO et al. 2016). A propriedade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos é denominada de conectividade, a qual depende da proximidade dos elementos de habitat, dos *stepping stones* e da permeabilidade da matriz (METZGER 2001). Além disso, a disponibilidade dos recursos e a capacidade de deslocamento de

cada espécie animal também interfere na sua movimentação e sobrevivência em paisagens antropizadas (BOSCOLO et al. 2008).

Sendo assim, a utilização das ferramentas e dos conceitos da Ecologia de Paisagem para verificar as respostas das diferentes espécies à paisagem urbana auxiliam na compreensão das necessidades de cada grupo. Esta perspectiva também ajuda a avaliar como a quantidade e a qualidade das manchas de área verde que estão dispersas em um ambiente urbano efetivamente contribuem para a manutenção da biodiversidade destas espécies. Por fim, este conhecimento pode auxiliar nas tomadas de decisões sobre quais áreas naturais são prioritárias para serem preservadas e também revela a existência de localidades antropizadas que mais se beneficiariam com a adição de áreas verdes (METZGER 2001).

1.2 BIOLOGIA E IMPORTÂNCIA DAS ABELHAS

As abelhas compõem um dos maiores grupos dentro da ordem Hymenoptera, com 20.473 espécies descritas atualmente, 1.909 destas se distribuem no Brasil (DISCOVER LIFE 2020). A classificação tradicional das abelhas segue a proposta de Michener (2007), que as organiza em sete famílias: Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae, Melitidae e Stenotritidae, sendo que apenas as cinco primeiras ocorrem no Brasil. Apesar de formarem um grupo monofilético (HEDTKE et al. 2013), a classificação de Michener (2007) não fornece nenhuma categoria formal para as abelhas e não é compatível com o sistema de organização que abrange todos dos himenópteros aculeados (MELO et al. 2012). Desta forma, Melo e Gonçalves (2005) propuseram uma nova classificação, a qual será utilizada neste estudo e que engloba todas as abelhas em apenas uma família, Apidae. Nesta classificação as subfamílias correspondem às famílias da classificação tradicional.

A mudança de uma alimentação predatória em Hymenoptera para a herbivoria foi o gatilho para a diversificação das abelhas (PETERS et al. 2017). Uma vez que seus imaturos passaram a ser alimentados apenas com pólen e néctar, as abelhas tornaram-se totalmente dependentes de recurso floral, compondo assim o grupo mais fiel dentre os polinizadores (MELO et al. 2012, RADER et al. 2016). Evidências mostram que tanto

as abelhas impulsionaram a radiação das angiospermas (eudicotiledônias) durante o Cretáceo médio, quanto estas promoveram a diversificação das abelhas, sendo assim codependentes (GRIMALDI e ENGEL 2005, CARDINAL e DANFORTH 2013). Atualmente cerca de 94% das angiospermas dependem da polinização mediada por animais em ambientes tropicais, sendo esta uma das interações mais importantes para a manutenção da biodiversidade (OLLERTON et al. 2011).

Estudos demonstram a importância ecológica e econômica das abelhas, sendo a polinização um serviço avaliado entre US\$ 127 a US\$ 152 bilhões por ano (KLEIN et al. 2007, POTTS et al. 2010, BAUER e SUEWING 2016, KOH et al. 2016). A *Apis mellifera* Linnaeus, 1758, conhecida como abelha africanizada, é a mais utilizada para criação, pois além de produzir mel e subprodutos (própolis e cera), auxilia na polinização de culturas tanto com o incremento de ninhos artificiais quanto por meio dos ninhos localizados na natureza (ROUBIK 2018). A criação de Meliponini (meliponicultura) também se dá nos países onde estes se distribuem (VENTURIERI et al. 2012). Além da alta diversidade de espécies, esta tribo de abelhas é composta por polinizadores efetivos de diversas culturas e seus produtos possuem um valor agregado superior ao da *A. mellifera* (SLAA et al. 2006, BILUCA et al. 2017, CISILOTTO et al. 2018, KREMEN 2018). Porém, a meliponicultura no Brasil está mais relacionada ao entretenimento do que ao retorno econômico (VENTURIERI et al. 2012). Atualmente, das aproximadamente 250 espécies que ocorrem no país, apenas 13% são criadas racionalmente (ROUBIK 2018).

Além das abelhas sociais, as solitárias, que compõem a maioria das espécies, são muitas vezes polinizadoras mais efetivas de diversas culturas, porém ainda são poucos os estudos relacionados à este grupo (WOODCOCK et al. 2013). No Brasil, a introdução de ninhos racionais com mamangava (*Xylocopa* sp.) em cultivos de maracujá-amarelo (*Passiflora edulis*) chegam a aumentar até 92% o vingamento inicial dos frutos (FREITAS e OLIVEIRA FILHO 2003). Além do maracujá, pomares de acerola (*Malpighia emarginata*) que introduzem ninhos habitados com *Centris* (*Heterocentris*) *analis* possuem ganhos reais nas suas produtividades (MAGALHÃES e FREITAS 2013).

As fêmeas das espécies solitárias constroem o próprio ninho, fornecem alimento à sua prole e normalmente morrem ou partem sem terem tido contato com seus descendentes. Já as espécies sociais vivem em colônias, as quais são definidas quando

duas ou mais fêmeas adultas vivem em um mesmo ninho, independente do seu grau de parentesco. Muitas vezes ocorre divisão de trabalho nas colônias, onde a rainha realiza a postura e as demais fêmeas se responsabilizam pelas demais funções, como coleta de alimento, limpeza e defesa. As espécies que possuem esta organização são consideradas verdadeiramente sociais, ou eussociais. Estas abelhas podem ainda ser classificadas em primitivamente e altamente eussociais. Neste último caso a rainha é tanto morfológica, comportamental e fisiologicamente diferente das operárias, enquanto nas primitivamente eussociais a rainha se diferencia apenas em fisiologia e comportamento, raramente com diferenças morfológicas. Enquanto as colônias das espécies altamente eussociais são sempre perenes, as das primitivamente eussociais podem ser temporárias, se desfazendo na época reprodutiva quando as abelhas das mais novas gerações saem para fundar um novo ninho (MICHENER 2007).

Quanto ao local de nidificação, a maioria das abelhas nidifica no solo, enquanto outras nidificam acima do solo, como em cavidades em madeira ou ninhos expostos (MICHENER 2007). No que se refere ao hábito alimentar, as abelhas são essencialmente generalistas em relação ao néctar, fonte alimentar secundária, demonstrando restrições quanto ao uso de pólen, que é o alimento larval por excelência. As espécies são consideradas oligoléticas quando coletam pólen em uma gama restrita de plantas, sendo estas muitas vezes do mesmo gênero ou ainda de famílias relacionadas (MICHENER 2007). Porém, este termo é amplamente discutido na literatura (CLEMENS 1998, CANE e SIPES 2006, LEFEON et al. 2016). Uma definição mais completa foi proposta por Cane e Sipes (2006), que consideram uma espécie como oligolética quando dentro de sua área de distribuição os mesmos grupos de plantas são utilizados, mesmo quando na presença de fontes alternativas de pólen. Ainda, Cane (2020) propôs que abelhas que utilizam apenas espécies de plantas de um mesmo gênero sejam consideradas monoléticas. Algumas abelhas podem ter ainda outras especificidades, como a complementação da alimentação larval com óleos vegetais. As tribos de abelhas coletoras de óleo que possuem representantes no Brasil são Centridini, Tapinotaspidini e Tetrapediini.

1.3 ABELHAS E SUAS RESPOSTAS À URBANIZAÇÃO

A urbanização resulta na diminuição da riqueza dos grupos mais importantes de invertebrados polinizadores (Coleoptera, Diptera, Hymenoptera e Lepidoptera), chegando a causar o desaparecimento local e regional de inúmeras espécies (JONES e LEATHER 2012, DEGUINES et al. 2016). Entre os fatores responsáveis pela perda de espécies de abelhas em áreas urbanas estão a perda de habitat e sua fragmentação, tempo de isolamento dos fragmentos, mudanças climáticas, poluição, plantas exóticas, roçada excessiva, uso indiscriminado de inseticidas, domesticação da *A. mellifera* e patógenos a ela relacionados (POTTS et al. 2010, JONES e LEATHER 2012, PRATHER et al. 2013, CARIVEAU e WINFREE 2015, HARRISON e WINFREE 2015, GELDMANN e GONZÁLEZ-VARO 2018, VALIDO et al. 2019).

Com relação à perda de habitat, não apenas a quantidade, mas a baixa heterogeneidade ambiental também prejudica a sobrevivência das abelhas (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al. 2015, GESLIN et al. 2016, BOSCOLO et al. 2017, PAPANIKOLAOU et al. 2017, NERY et al. 2018). A heterogeneidade de classes da paisagem demonstrou ser importante mesmo em estudos de modelagem que acompanham as mudanças climáticas (PAPANIKOLAOU et al. 2017). Também é importante que os fragmentos possuam conectividade funcional para que os indivíduos possam acessar os recursos que estão dispersos no meio (BOSCOLO et al. 2017). Áreas conectadas ou próximas de um entorno mais conservado têm funcionado como refúgios para as abelhas, mantendo a riqueza deste grupo mesmo nos centros urbanos (BANASZAK-CIBICKA et al. 2016).

Diversos estudos buscam compreender como assembleias ou comunidades variam com as modificações de paisagens antropizadas. Porém, estes estudos muitas vezes levam em consideração apenas as métricas de riqueza e diversidade, valores que podem não sofrer modificações significativas pois englobam espécies com diferentes graus de sensibilidade (MARTINS et al. 2017). Além disso, acabam escondendo as respostas de cada espécie ou grupo de espécies, as quais podem trazer novas compreensões acerca das particularidades de cada uma e com isso auxiliar nas tomadas de decisões sobre as medidas de proteção para cada grupo de estudo (WINFREE et al. 2011, CARIVEAU e WINFREE 2015, BOSCOLO et al. 2017). Entre os fatores que podem

influenciar as respostas das abelhas aos processos de urbanização estão o comportamento social, o local de nidificação, seus requerimentos alimentares, tamanho, além dos limites fisiológicos de cada espécie (BANASZAK-CIBICKA e ŽMIHORSKI 2012, SILVA et al. 2016, CARDOSO e GONÇALVES 2018, HARRISON et al. 2018, BURDINE e MCCLUNEY 2019, WENZEL et al. 2020).

As abelhas altamente eussociais que ocorrem no Brasil pertencem à tribo Meliponini (Apinae), enquanto as primitivamente eussociais pertencem à tribo Bombini (Apinae) e alguns gêneros de Halictinae (como *Augochlora*, *Augochlorella*, *Rhinocorynura* e *Dialictus*) (DANFORTH 2002, MICHENER 2007, DALMAZZO e ROIG-ALSINA 2012). Essas espécies podem ter uma resposta diferente das espécies solitárias ao processo de urbanização. Um estudo realizado em Curitiba por Cardoso e Gonçalves (2018) demonstrou uma queda de aproximadamente 50% na riqueza de abelhas solitárias entre os anos de 1981 e 2015; nesse mesmo período o número de espécies eussociais passou de dois para cinco, demonstrando a diferença na sensibilidade destes grupos. Silva e colaboradores (2016), ao verificar que abelhas solitárias e sociais respondem de maneira diferente à modificação da paisagem em uma área de Cerrado brasileiro, sugeriram que estudos futuros as considerem separadamente.

Com relação ao local de nidificação, as abelhas que nidificam no solo demonstram ser mais sensíveis à urbanização do que as que nidificam acima do solo. Esta maior vulnerabilidade provavelmente ocorre devido à escassez de locais apropriados para nidificação e a alta compactação do solo destes locais, mesmo em áreas verdes de parques e bosques (GESLIN et al. 2016). Um estudo realizado em Belo Horizonte (MG) verificou que espécies que nidificam no solo tiveram maior ocorrência na área menos urbanizada da cidade, ocorrendo o inverso para as que nidificam em cavidades, provavelmente por também poderem nidificar em cavidades artificiais de construções, como muros e cemitérios (ZANETTE et al. 2005).

Em diversos táxons de polinizadores, espécies com dieta especialista apresentaram maior sensibilidade à transformação antrópica da paisagem (WINFREE et al. 2011), como também relatado em estudos apenas com abelhas (STEFFAN-DEWENTER 2003, THRELFALL et al. 2015, ROCHA-FILHO et al. 2018, WENZEL et al. 2020). Isto se deve provavelmente ao fato de áreas verdes pequenas serem fontes

escassas de plantas para abelhas especialistas (CARIVEAU e WINFREE 2015). Esta perda desproporcional de espécies especialistas é denominada de homogeneização biótica, sendo a urbanização considerada uma das principais causas desse processo (MCKINNEY 2006, DEGUINES et al. 2016).

Para a definição dos grupos funcionais deste estudo, o nível taxonômico foi o gênero, seguindo Martins et al. (2013). Para aqueles que não foram detalhados por estes autores, a classificação seguiu Michener (2007). Os dados foram revisados consultando especialistas (vide agradecimentos). Com relação ao comportamento social, as abelhas foram separadas em solitárias e eussociais, que inclui as primitivamente eussociais e altamente eussociais. Estes traços também foram analisados separadamente. Quanto ao local de nidificação, as abelhas foram separadas em nidificantes de solo e acima do solo. As abelhas incluídas nesta última categoria podem nidificar tanto em cavidade arbórea quanto fora de cavidade, sendo estes traços também analisados separadamente. Os gêneros definidos como nidificantes fora de cavidade são os que nidificam em touceiras, em gravetos, bem como os que conseguem nidificar em cavidades existentes no meio urbano. Esta separação foi realizada pois este último grupo pode ser o menos sensível à urbanização, uma vez que as abelhas que nidificam em cavidades arbóreas precisam de árvores para nidificar.

Com relação ao hábito alimentar, as abelhas foram separadas em oligoléticas e poliléticas, uma vez que a terminologia de especialista tem inúmeras definições. Desta forma, esta classificação foi realizada *a priori* e não está relacionada com a especialização das espécies obtida a partir da rede mutualística deste estudo. Além disso, mesmo as abelhas tendo sido coletadas em flores, não é possível saber se elas estavam coletando pólen ou apenas néctar, não sendo possível categorizá-las como polinizadoras efetivas e sim apenas como visitantes florais. Apesar das separações dos grupos funcionais aqui descritos e suas diferentes vulnerabilidades em relação ao meio urbano, alguns traços podem estar mais relacionados entre si do que outros. Por exemplo, a maioria das abelhas solitárias nidifica no solo, e ainda, abelhas eussociais tendem a ser mais generalistas que as solitárias por serem normalmente ativas por períodos mais longos e estarem expostas a uma gama maior de recursos (PINHEIRO et al. 2014). Apesar disso, abelhas eussociais podem visitar apenas algumas espécies de

plantas quando as de sua preferência estão floridas (MICHENER 2007). Dessa forma, cada traço funcional deve ser avaliado separadamente quando pretende-se compreender quais espécies são mais sensíveis à urbanização.

Entretanto, os traços funcionais podem também ser englobados em uma métrica, a diversidade funcional, quando busca-se compreender o funcionamento e a qualidade dos ecossistemas (VILLÉGER et al. 2008, LEGRAS e GAERTNER 2018). Esta métrica possui três componentes, a riqueza funcional, a divergência funcional e a uniformidade funcional. Esta última é utilizada para comparar o quão similares são as comunidades em relação aos traços funcionais (LEGRAS e GAERTNER 2018).

Devido às amostragens históricas de abelhas na cidade de Curitiba que datam da década de 1940 e alguns estudos de monitoramento desde a década de 1960, existem informações ricas sobre a fauna histórica das abelhas para a cidade. Estes monitoramentos mostram um declínio expressivo na riqueza e abundância de espécies durante as últimas décadas (TAURA e LAROCA 2001, MARTINS et al. 2013, CARDOSO e GONÇALVES 2018). Frente ao exposto, este estudo se propõe a descrever a assembleia de abelhas que ocorre atualmente na grande Curitiba, suas mudanças históricas, além de analisar como a diversidade e a composição desta assembleia variam entre as diferentes localidades amostradas. Também será avaliado o efeito da estrutura da paisagem urbana sobre a riqueza e a diversidade de abelhas, sobre a riqueza dos grupos funcionais descritos acima e sobre a uniformidade funcional.

1.4 REDES MUTUALÍSTICAS E SUAS RESPOSTAS À URBANIZAÇÃO

O conceito de biodiversidade engloba não apenas as espécies, mas também suas interações (OLESEN et al. 2007, HARRISON e WINFREE 2015). No caso das abelhas, as espécies de plantas das quais elas obtêm pólen e outros recursos são de extrema importância para a sobrevivência de ambos os grupos (MICHENER 2007). As redes de interação mutualísticas entre polinizadores e plantas possuem uma arquitetura complexa que afeta diretamente os processos de coevolução de ambas, sendo este sistema mais resistente à perda de habitat quando comparado com redes hipotéticas aleatórias (BASCOMPTE et al. 2003, FORTUNA e BASCOMPTE 2006). Entre as

características que as mantêm estáveis estão a heterogeneidade da rede, definida por apresentar algumas espécies com muito mais conexões do que o esperado ao acaso e muitas espécies com poucas interações. Estas espécies altamente conectadas atuam como cola unindo a rede e são definidas como *hubs* (BASCOMPTE e JORDANO 2007).

As redes de polinização geralmente apresentam um alto grau de aninhamento, onde as interações que as espécies mais especialistas realizam formam subconjuntos bem definidos das interações realizadas pelas generalistas (BASCOMPTE et al. 2003). Em outras palavras, as especialistas interagem muito mais com as generalistas, as quais também interagem muito entre si. Estas interações entre espécies generalistas formam o núcleo que mantém o sistema funcionando. Como existe uma tendência para que as generalistas sejam mais abundantes, a redundância das suas interações bem como a especialização assimétrica (de especialistas com generalistas), proporciona um mecanismo para que as especialistas, que são normalmente mais raras, não sejam extintas do sistema (BASCOMPTE 2009). O padrão aninhado demonstra o papel central que as espécies generalistas ocupam na manutenção da estabilidade das redes (GRUCHOWSKI-WOITOWICZ et al. 2020).

A compreensão de como as abelhas passam a realizar suas interações em ambientes com menos recursos, ou seja, quais as mudanças que ocorrem na maneira em que forrageiam, pode ser um indicativo de qualidade ambiental. A diminuição de habitat pode ocasionar a perda de espécies especialistas mais rapidamente que de generalistas (AIZEN et al. 2012). Estes autores também observaram que as espécies especialistas que se mantêm em ambientes degradados sobrevivem devido às interações com as generalistas e que o núcleo das relações entre espécies generalistas seria o último grupo de relações perdidas nos processos de perda de habitat. Além disso, as espécies generalistas que se mantêm em ambientes com menor quantidade de floresta mudam de comportamento nestes locais, apresentando hábitos ainda mais generalistas (FERREIRA et al. 2020). Como a perda das interações ocorre mais rapidamente do que a perda do número de espécies da rede em ambientes degradados, as interações podem funcionar como um indicativo para a diminuição da qualidade do habitat antes que as espécies sejam efetivamente perdidas do sistema (SABATINO et al. 2010).

A revisão realizada por Kaiser-Bunbury e Blüthgen (2015) sobre a utilização dos índices de rede em análises comparativas entre redes sugere que a métrica de aninhamento não seja utilizada, pois as variações nos seus valores podem ser apenas reflexo de assimetria na abundância das espécies, as quais podem ser consequência das limitações de amostragem e não do grau de especialização da rede. Redes com altos valores de aninhamento tendem a ter baixos valores de especialização de rede (H_2') (GRUCHOWSKI-WOITOWICZ et al. 2020). Assim, como alternativas, o índice de especialização das espécies (d') e o índice de especialização de rede (H_2') utilizam frequência de interação e são padronizados, o que as tornam independentes do número de observações por espécies e do esforço amostral. O índice de especialização das espécies é utilizado para analisar variações dentro de uma rede, com espécies especialistas sendo seletivas e utilizando desproporcionalmente mais os recursos raros enquanto as generalistas utilizam o recurso na mesma proporção em que são ofertados. Já o índice de especialização de rede é útil para comparações entre redes. Redes compostas por muitas espécies generalistas interagindo entre si possuem valores baixos (BLÜTHGEN et al. 2006, KAISER-BUNBURY e BLÜTHGEN 2015).

Além dessas métricas, a modularidade (Q) também pode ser utilizada para analisar como mudanças antrópicas influenciam as estruturas das redes mutualísticas (KAISER-BUNBURY e BLÜTHGEN 2015). Esta é uma métrica parcialmente relacionada ao índice de especialização de rede e se refere à compartimentalização de grupos de espécies que se relacionam com maior frequência. Um módulo é caracterizado por um grupo de espécies que interage fortemente entre elas mesmas e pouco com espécies de outros módulos. O valor de modularidade da rede depende da quantidade de módulos que são formados e da coesão que possuem (BASCOMPTE 2009). Por outro lado, a modularidade é independente do aninhamento da rede. Esta é obtida a partir da classificação das espécies de acordo com o número de ligações que realizam, enquanto a modularidade agrupa as espécies de acordo com a afinidade que possuem com as espécies com as quais interagem, aumentando com suas especificidades (OLESEN et al. 2007). A modularidade, porém, precisa ser padronizada para que os valores de diferentes redes possam ser comparados (KAISER-BUNBURY e BLÜTHGEN 2015).

A modularidade também desempenha um papel crucial na compreensão da topologia das redes, pois demonstra quais espécies possuem papel fundamental na manutenção da sua estabilidade, dando coesão dentro e entre módulos. Assim é possível definir quais são as espécies ou grupos chave que precisam ser preservadas para a manutenção da biodiversidade da rede à qual fazem parte (OLESEN et al. 2007, BASCOMPTE 2009). De acordo com Olesen e colaboradores (2007), apenas a partir das descrições das espécies que compõem os módulos e de suas interações poderemos compreender os motivos que levaram à formação dos mesmos, os quais podem ser tanto evolutivos quanto ecológicos.

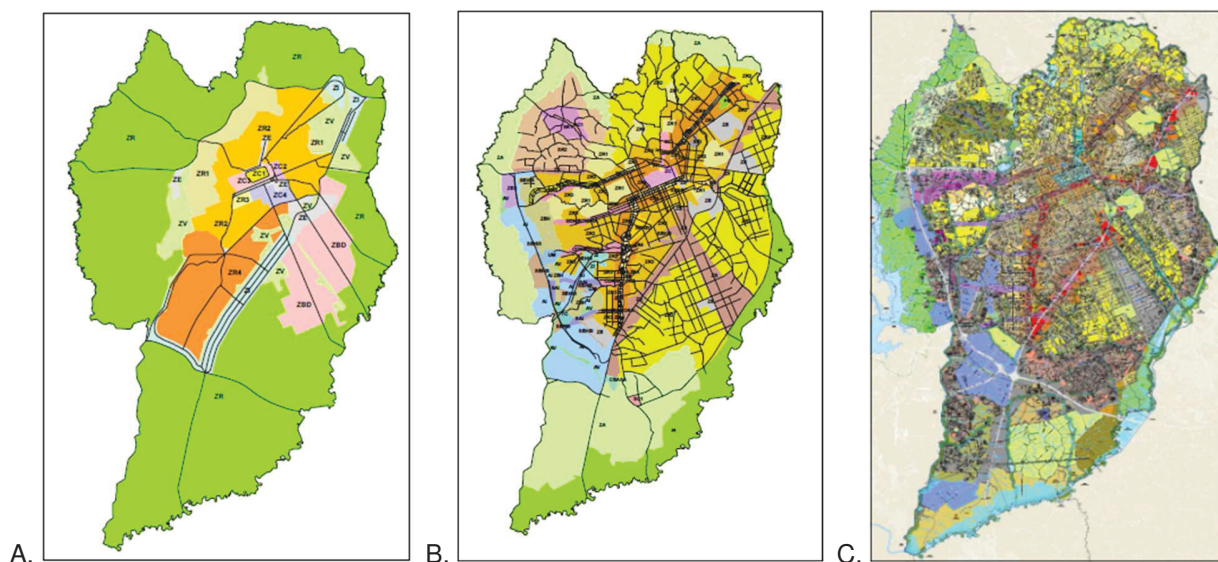
Neste estudo será descrita a rede mutualística entre abelhas e as plantas por elas visitadas na grande Curitiba, utilizando também algumas métricas de espécies e de rede para complementar esta descrição. Será avaliado o efeito da urbanização sobre o índice de especialização de rede (H_2') e sobre a modularidade (Q). Espera-se que ambas as métricas diminuam com o aumento da urbanização, uma vez que a perda de espécies especialistas nestas áreas levaria a redes formadas predominantemente por interações entre espécies generalistas e com conseqüentemente menos módulos. O estudo de redes de interação para auxiliar no desenvolvimento de ações práticas de conservação vem sendo cada vez mais eficaz e fornece informações valiosas para a compreensão de sistemas ecológicos complexos (KAISER-BUNBURY e BLÜTHGEN 2015). Também será avaliado se a riqueza de abelhas está relacionada à riqueza de plantas e se esta diminui com o aumento da urbanização.

1.5 CARACTERIZAÇÃO DE CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA: HISTÓRICO E FITOFISIONOMIAS

Tanto o histórico de urbanização quanto as fitofisionomias originais da região moldam a fauna e da flora que existem atualmente em cada cidade. Com relação a Curitiba, os primeiros povoados se instalaram a nordeste da cidade, às margens do rio Atuba, local de minerações. Porém, por ser uma região muito úmida, foram transferidos para a região da atual Praça Tiradentes, Marco Zero da capital (STRAUBE et al. 2014). Curitiba apresentou uma industrialização tardia, com um padrão de desenvolvimento

rural-extrativista até meados de 1950. Nesta época a cidade funcionava como um arquipélago de núcleos rural-urbano, com um centro que, até 1970, se distanciava do meio rural por menos de 3km. Foi apenas após este período que houve um intenso crescimento demográfico e um desenvolvimento urbano relativamente desordenado (FIGURA 1) (OLIVEIRA 2004).

FIGURA 1 – DESENVOLVIMENTO DE CURITIBA REPRESENTADO ATRAVÉS DO AUMENTO DO ZONEAMENTO DA CIDADE AO LONGO DO TEMPO, COM IMAGENS DOS RESPECTIVOS ANOS: A. 1965; B. 1975; C. 2015



FONTE: Retirado de IPPUC (2020)

Devido a esta recente ocupação urbana não planejada, parte importante dos seus rios se encontra total ou parcialmente canalizada e/ou com leito retificado. Esta nova estruturação hidrológica modificou radicalmente a paisagem e a vegetação original, que mantinha inúmeras planícies de inundação, as quais se estendiam a mais de 2km da calha dos rios principais (STRAUBE et al. 2014). Estas planícies foram formadas por depósitos vulcânico-sedimentares da Formação Guabirota, cuja espessura não ultrapassa 70m, sendo o maior agente retificador do terreno da cidade (SALAMUNI e NASCIMENTO 2013). Estes depósitos se concentram no centro-sul da cidade, auxiliando na formação de extensas várzeas na região, os quais não recobrem grande parte da região noroeste, a qual é mais acidentada (STRAUBE et al. 2014).

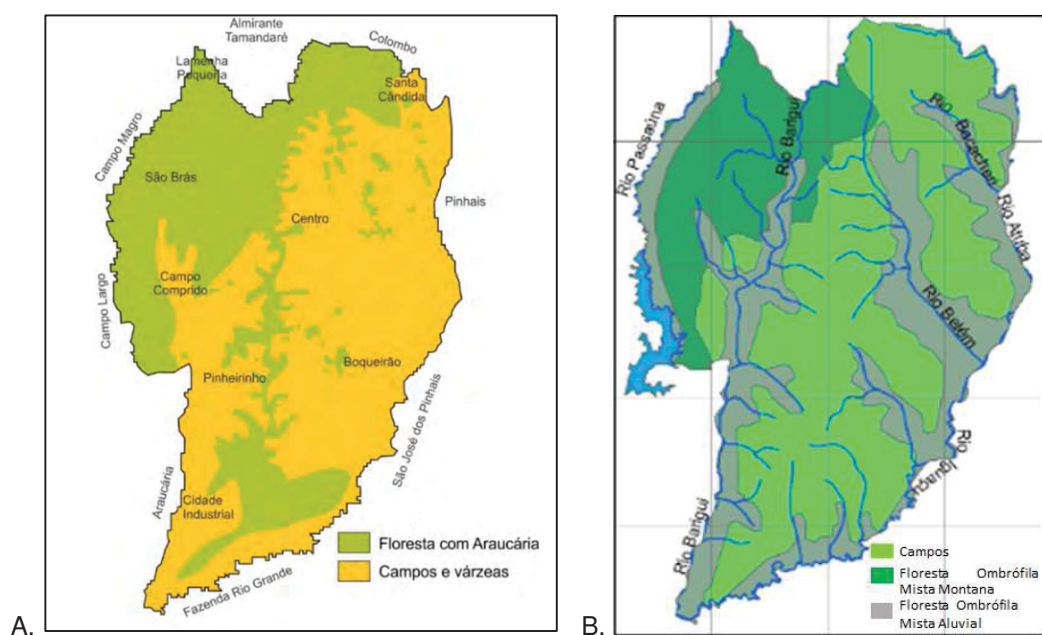
A vegetação original de Curitiba é demarcada pela geomorfologia da região. Ao Norte e nordeste, nas altitudes mais elevadas, se assenta a Floresta Ombrófila Mista Montana. Nas várzeas e nas encostas da Formação Guabirota alternam-se florestas de galeria (Floresta Ombrófila Mista Aluvial) com campos e capões, os quais formam os Campos Naturais (Estepe Gramíneo-Lenhosa). Tanto a Floresta Ombrófila Mista Montana quanto a Aluvial são popularmente chamadas de Floresta de Araucária, devido à predominância desta espécie. Um dos fatores responsáveis pela formação campestre em Curitiba é a saturação hídrica do solo, que impossibilita a oxigenação do mesmo e o desenvolvimento de florestas (STRAUBE et al. 2014).

Segundo relatos de Thomas P. Bigg-Whitter (1874), o campo de dentro da cidade diferenciava-se nitidamente do campo propriamente dito da escarpa de São Luiz do Purunã, sendo entrecortado por capões de espessas moitas, com mais elementos de floresta do que de campo. Além disso, a Floresta Ombrófila Mista Aluvial, que se desenvolve fora das planícies de inundação, leva os elementos da Floresta de Araucária para dentro da capital, integrando o norte com o sul (FIGURA 2). A fitofisionomia original da cidade era então composta por uma mistura de campo e floresta, mesclados por capões com elementos de ambos (FIGURA 3). Este mosaico possuía composições e larguras variáveis, dependentes do porte de cada rio associado e das variações locais do relevo (STRAUBE et al. 2014). Entretanto, o cenário atual se distancia desta realidade, pois o campo foi praticamente suprimido dentro da cidade, ocorrendo de forma contínua apenas nos municípios de entorno. Já a Floresta Ombrófila Mista Montana, concentrada mais ao norte da cidade, se mantém relativamente mais preservada.

Com o crescimento das áreas urbanas, a cobertura vegetal que ocupava 39% do território municipal em 1986 passou a ocupar menos de 5% de sua extensão em 2016 (VIEIRA e BIONDI 2008, GRISE et al. 2016). Deste valor, 3,15% compõem bosques e praças, que são as tipologias mais importantes para a conservação dos remanescentes florestais urbanos. Estes, porém, estão inseridos desigualmente na cidade, concentrando-se na região norte (GRISE et al. 2016). Adicionalmente, as Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM) e as áreas particulares dos Quartéis Militares também auxiliam na manutenção da vegetação natural na capital (SPVS 2020). Estima-se que nos próximos anos a Região Metropolitana de Curitiba será

a região do estado que mais se adensará, o que levará a um aumento da área urbana do entorno da cidade e a um maior isolamento das áreas verdes do centro (IPARDES 2019).

FIGURA 2 – DISTRIBUIÇÃO HIPOTÉTICA DA VEGETAÇÃO ORIGINAL DO MUNICÍPIO DE CURITIBA



FONTE: A. Straube et al. (2014). B. Adaptado de Zonta et al. (2012).

FIGURA 3 – PRIMEIRA IMAGEM DE CURITIBA, AQUARELA DE JEAN BAPTIST DEBRET, 1827



FONTE: Retirado de Straube et al. (2014).

1.6 OBJETIVOS

1.6.1 Objetivo Geral

Verificar os efeitos da urbanização sobre a riqueza de abelhas, de seus grupos funcionais e propriedades da rede mutualística entre abelhas e plantas.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Descrever a assembleia de abelhas que ocorre na grande Curitiba e suas modificações históricas;
- Avaliar a variação das medidas de diversidade e da composição da assembleia de abelhas nas localidades de estudo;
- Descrever a rede mutualística entre abelhas e plantas da grande Curitiba com o auxílio de métricas de espécie;
- Analisar o efeito da estrutura da paisagem urbana sobre a riqueza e a diversidade de abelhas, a riqueza dos grupos funcionais, a uniformidade funcional e as propriedades das redes mutualísticas;
- Avaliar se a riqueza de abelhas está relacionada à riqueza de plantas;
- Verificar se a riqueza de plantas diminui com o aumento da urbanização.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O município de Curitiba, capital do estado do Paraná, está localizado em sua porção leste, distanciando-se a 110km do litoral. Situa-se no centro do primeiro planalto paranaense, o qual é limitado a leste pela Serra do Mar e a oeste pela escarpa de São Luiz do Purunã (SALAMUNI e NASCIMENTO 2013). A cidade possui altitude média de 934,6m e se estende por uma área de 434,9km², com 35km de comprimento no sentido norte-sul e 20km no sentido leste-oeste. Sua população em 2019 era de aproximadamente 1.933.105 habitantes, com uma densidade demográfica de 4.027hab/km². Sua região metropolitana é composta atualmente por 29 municípios que, juntos, possuem uma população de aproximadamente 3.615.027 habitantes (IBGE 2020) (FIGURA 4).

FIGURA 4 – MAPA REPRESENTATIVO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA



FONTE: Adaptado de FNEM (2020).

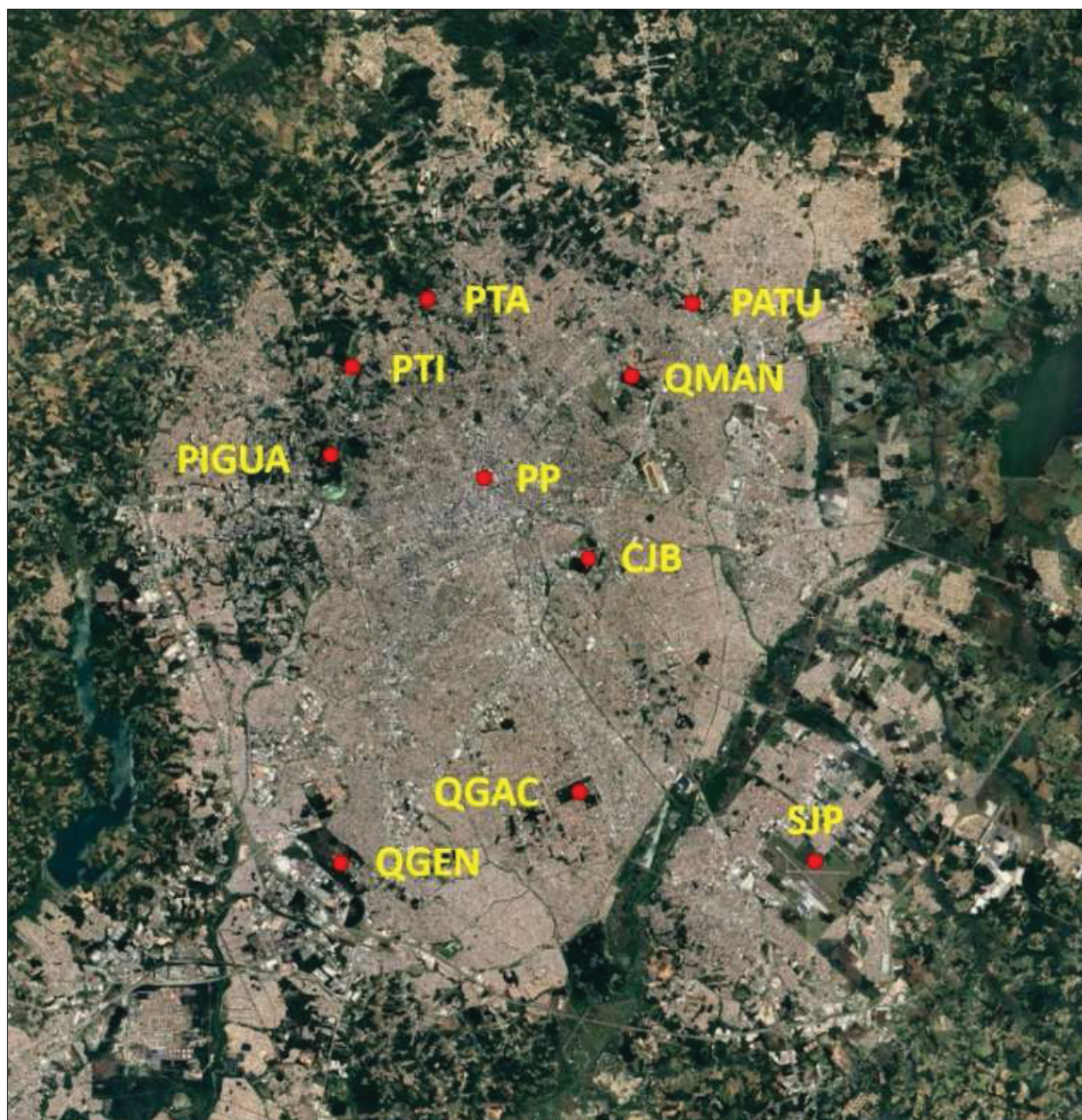
De acordo com a classificação de Köppen, Curitiba possui clima do tipo Cfb, considerado temperado quente, úmido, com chuvas ao longo de todo o ano, sem uma estação seca definida, com verões frescos e invernos com geadas frequentes. Para a coleta dos dados foram selecionadas dez áreas amostrais, três das quais possuem coletas históricas (TABELA 1). O estudo foi realizado em sua quase totalidade no município de Curitiba, com apenas uma área amostral no município de São José dos Pinhais (Aeroporto Internacional Afonso Pena) (FIGURA 5).

Os critérios de seleção para as áreas foram: diferentes proporções de vegetação ao redor do ponto central de coleta (centroide) em um raio de 2Km; quantidade mínima de vegetação herbáceo-arbustiva que assegurasse a existência de flores ao longo do ano (a presença dessa vegetação é importante para garantir a comparabilidade amostral, uma vez que as abelhas são coletadas em visitas florais); os fragmentos deveriam ser seguros para serem percorridos pelo coletor, fator muito importante em ambientes urbanos. Todas as unidades amostrais possuem distância mínima de 1km entre si (a partir do centroide), buscando-se independência amostral entre elas (FERREIRA et al. 2015, GESLIN et al. 2016).

TABELA 1 – COORDENADAS GEOGRÁFICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO. * ÁREAS COM COLETAS HISTÓRICAS SISTEMÁTICAS

Áreas	Siglas	X	Y
Aeroporto Internacional Afonso Pena *	SJP	-25.525735	-49.171811
Campus Jardim Botânico – UFPR *	CJB	-25.446535	-49.237177
Cemitério Parque Iguaçu	PIGUA	-25.419457	-49.311820
Parque Atuba	PATU	-25.379862	-49.207268
Parque Tanguá	PTA	-25.378750	-49.283870
Parque Tingui	PTI	-25.396317	-49.305548
Passeio Público *	PP	-25.425419	-49.267331
Quartel General 5ª DE	QGEN	-25.526246	-49.308808
Quartel 5º GAC AP	QGAC	-25.507646	-49.239813
Parque Regional de Manutenção/5	QMAN	-25.398833	-49.224716

FIGURA 5 – MAPA DA CIDADE DE CURITIBA E PARTE DA REGIÃO METROPOLITANA COM A VISUALIZAÇÃO DAS 10 ÁREAS AMOSTRAIS. AEROPORTO INTERNACIONAL AFONSO PENA (SJP), CAMPUS JARDIM BOTÂNICO – UFPR (CJB), CEMITÉRIO PARQUE IGUAÇU (PIGUA), PARQUE ATUBA (PATU), PARQUE TANGUÁ (PTA), PARQUE TINGUI (PTI), PASSEIO PÚBLICO (PP), QUARTEL GENERAL 5ª DE (QGEN), QUARTEL 5º GAC AP (QGAC), PARQUE REGIONAL DE MANUTENÇÃO/5 (QMAN)



FONTE: Adaptado de Google Earth (2017).

2.2 AMOSTRAGEM

O levantamento de cada área foi realizado em um dia por mês por um período de dez meses (de agosto de 2017 a maio de 2018), totalizando 10 dias de amostragem em cada local. Foram excluídos os meses de junho e julho devido às baixas temperaturas históricas da região (média de 9,3°C), que diminuem muito a ocorrência das abelhas nas flores. As abelhas foram coletadas em visitas às flores, com rede entomológica, por apenas um coletor. O horário de amostragem ocorreu no pico de atividade das abelhas, sendo o tempo percorrido de seis horas por dia (9:00 – 15:30h, com meia hora de intervalo), somando-se 60 horas de coleta em cada área. As coletas nunca foram realizadas em dias nublados ou chuvosos, que reduzem a atividade das abelhas. A busca ativa foi realizada dentro de um raio de 200 metros ao redor do centroide, buscando percorrer em um dia amostral todas as plantas floridas, tanto da vegetação herbácea-arbustiva quanto nas bordas da vegetação florestal. Caso houvessem poucas plantas com flor, retornasse ao local do início da coleta. Esta distância foi definida para que se obtivesse uma amostra representativa de cada área em cada coleta, uma vez que as flores nunca estão dispostas homogeneamente na paisagem.

Os exemplares de *Apis mellifera* não foram coletados pois comprometeria a coleta e o processamento dos demais exemplares, uma vez que esta espécie ocorre em grande quantidade e em uma ampla gama de plantas. Todos os demais exemplares coletados foram processados, montados, inseridos em um banco de dados, identificados e por fim depositados na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP) da Universidade Federal do Paraná. A classificação das abelhas seguiu Melo e Gonçalves (2005), onde todo o grupo é tratado como uma única família (Hymenoptera, Apoidea, Apidae sensu lato). A identificação dos gêneros seguiu Silveira et al. (2002), sendo realizado também um levantamento de todas as revisões existentes para os gêneros coletados, para se chegar ao menor nível taxonômico possível para a identificação de cada exemplar (MOURE, 1940, MOURE, 1941, SAKAGAMI e MOURE 1962, URBAN, 1967, URBAN, 1973, MICHENER 1985, CURE, 1989, URBAN, 1989, URBAN, 1991, URBAN, 1992, CAMARGO e MOURE 1994, URBAN 1995, URBAN, 1997, URBAN, 1998, SILVEIRA e ALMEIDA 1999, URBAN, 1999, MOURE 2000, MICHENER e MOURE 2002,

URBAN 2002, MELO 2003, PEDRO e CAMARGO 2003, COELHO 2004, LAROCA e ALMEIDA 2004, URBAN 2005, GONÇALVES e MELO 2006, MARCHI e MELO, 2006, URBAN 2007, ALMEIDA 2008, OBIOLS, 2008, PACKER 2008, SILVEIRA e ALMEIDA 2008, AGUIAR 2009, COELHO e GONÇALVES 2010, GONÇALVES 2010, GONÇALVES e SANTOS 2010, GONZÁLEZ-VAQUERO 2010, AGUIAR e MELO 2011, AGUIAR 2012, GONÇALVES e MELO 2012, ROBERTS 2012, MELO 2013, ROIG-ALSINA 2013, JÚNIOR et al. 2015, ROIG-ALSINA 2016, ALMEIDA e GIBRAN 2017, CELIS e CURE 2017, FREITAS e SILVEIRA 2017, GONÇALVES 2017, SOUZA 2017, FERRARI 2019, GONÇALVES 2019a, GONÇALVES 2019b). Exemplares que não possuem revisão foram comparados com materiais já depositados na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP). Também foram coletadas as plantas onde as abelhas estavam forrageando. Este material foi processado, inserido em um banco de dados, identificado por especialistas (vide agradecimentos) e por fim depositado no herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal do Paraná (UPCB).

2.3 DADOS DA PAISAGEM

Para a classificação do uso do solo (MIGUET et al. 2016) foi utilizada a imagem da área de estudo do satélite Landsat 8, que possui resolução de trinta metros, a partir do site do Centro de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (USGS). Foi realizada a classificação do uso do solo desta imagem através do *Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)* (CONGEDO 2016), pelo software QGis 3.10.0 (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2019). No arquivo criado por meio deste procedimento, o uso do solo foi classificado em cinco categorias, assim definidas: área urbana (inclui área pavimentada e construções), corpos d'água, vegetação florestal, vegetação arbustiva e vegetação gramínea. A área com vegetação gramínea incluí tanto áreas cobertas com vegetação campestre quanto áreas com gramíneas manejadas e solo exposto (este havia em pouquíssima quantidade na área de estudo). Este arquivo foi então pós-processado manualmente para que os pequenos erros da classificação fossem corrigidos. Não é necessária a edição de todo o *raster*, apenas ao redor das áreas onde foram realizadas as coletas, ou seja, nos *buffers* pré-definidos.

Esses *buffers* se referem às diferentes escalas da paisagem que serão avaliadas para a obtenção das métricas, uma vez que não é possível saber *a priori* qual é a escala mais explicativa entre determinada espécie e uma variável ambiental (BOSCOLO e METZGER 2009, MIGUET et al. 2016). Mesmo que as espécies não interajam com o meio de forma circular, como não é possível prever uma forma mais complexa de utilização da paisagem pelas espécies, estudos multi-escalas utilizam raios concêntricos ao redor do ponto central de coleta (MIGUET et al. 2016).

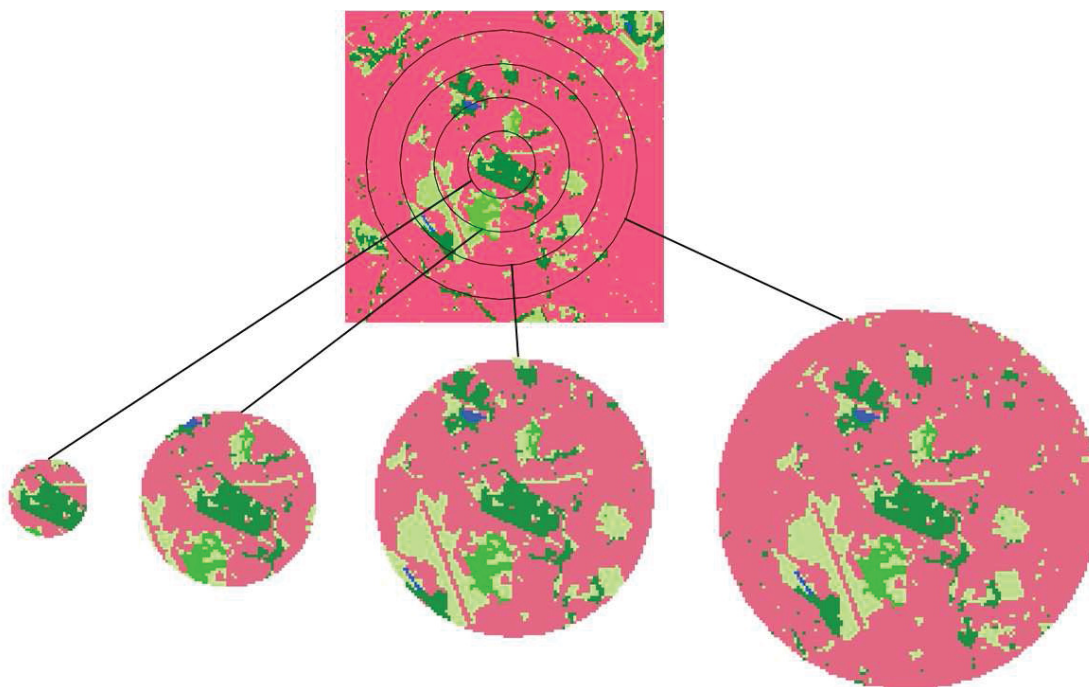
Muitos estudos incorrem no erro de analisar áreas menores do que as espécies estão efetivamente respondendo (JACKSON e FAHRIG 2015). Neste estudo foram criados quatro *buffers* (500m, 1km, 1,5km e 2km) (FIGURA 6, FIGURA 7), definidos com base na área de voo de grande parte das abelhas (ARAÚJO et al. 2004, FERREIRA et al. 2015, GESLIN et al. 2016). Estudos sobre efeito de escala ainda estão no início, não sendo ainda possível avaliar, por exemplo, se as escalas estão de fato relacionadas à área de vida das espécies ou ainda à capacidade de dispersão, tamanho corporal ou realização de migrações. Mesmo com esta complexidade de fatores, o desenvolvimento e uso de estratégias adequadas para a obtenção e análise de dados diminuem o tamanho da variação das escalas e assim contribuem com propostas cada vez mais eficientes para a preservação de cada espécie (MIGUET et al. 2016).

FIGURA 6 – IMAGEM DE CURITIBA COM A VISUALIZAÇÃO DOS QUATRO *BUFFERS* (500M, 1KM, 1,5KM E 2KM) DAS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS, VEGETAÇÃO EM VERDE E ÁREA URBANA EM ROSA



FONTE: Modificado de USGS (2019)

FIGURA 7 – IMAGEM DE UMA ÁREA (QMAN) DE CURITIBA COM OS QUATRO *BUFFERS* (500M, 1KM, 1,5KM E 2KM) AO REDOR DO CENTROIDE. ÁREA URBANA EM ROSA, ÁREA FLORESTAL EM VERDE ESCURO, ARBUSTIVA EM VERDE MUSGO E GRAMÍNEA EM VERDE CLARO



FONTE: Modificado de USGS (2019)

Através do procedimento de edição do *raster* também é possível criar vários arquivos unindo diferentes classes de vegetação para a obtenção de diferentes métricas da paisagem. Neste estudo, a área com vegetação foi classificada de três maneiras diferentes: vegetação florestal, arbustiva e gramínea sendo consideradas separadamente; vegetação arbustiva e florestal unidas; as três categorias de vegetação unidas (consideradas então como área verde).

As métricas, tanto da paisagem como um todo, quanto das classes de uso do solo que compõem a paisagem foram calculadas através do programa *Fragstats* (MCGARIGAL e MARKS 1995). A métrica selecionada para os *buffers* com a classificação do uso do solo das áreas verdes separadas em vegetação gramínea, arbustiva e florestal foi apenas o índice de diversidade de Shannon da paisagem (SHDI), o qual representa a heterogeneidade ambiental (BOSCOLO et al. 2017, NERY et al. 2018). Seu valor é igual a menos a soma da abundância proporcional de cada classe de uso do solo multiplicado por esta proporção. Esta métrica aumenta de valor quanto maior a quantidade de tipos de classes de vegetação e também quando a proporção de área dos tipos de classes de vegetação se torna mais equitativa (MCGARIGAL e MARKS 1995). Desta forma, o índice de diversidade de Shannon da paisagem equivale ao índice de diversidade de Shannon de comunidades.

Para os *buffers* realizados com a classificação do uso do solo das áreas com cobertura vegetal separadas em vegetação gramínea e vegetação com domínio arbóreo (vegetação florestal e arbustiva consideradas como uma única formação) foram obtidas as seguintes métricas de classe para o domínio arbóreo: porcentagem de vegetação (*Percentage of Landscape* - PLAND), o índice do maior fragmento (*Largest Patch Index* - LPI), densidade de borda dos fragmentos (*Edge Density* - ED), a média das distâncias euclidianas de cada fragmento e seu vizinho mais próximo (*Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance* - ENN_MN) e o formato médio dos fragmentos (*Mean Shape Index* - SHAPE_MN). Este último foi selecionado por ser a forma mais simples de se medir a complexidade das formas das classes de uma paisagem (FLORES et al. 2019).

Para os *buffers* realizados com a classificação do uso do solo onde todas as formas de vegetação foram consideradas apenas como uma categoria (área verde), foram obtidas as seguintes métricas: PLAND, LPI, ED, ENN_MN, SHAPE_MN e também

o número de fragmentos de área verde (*Number of Patches* - NP). Esta última métrica não foi calculada para a vegetação com domínio arbóreo pois é possível que tenham fragmentos que seriam considerados separados por esta métrica, mas que podem estar conectados por fragmentos de vegetação gramínea.

O detalhamento da metodologia realizada para a obtenção dos dados de paisagem está descrito em material suplementar 1.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises deste estudo foram realizadas no programa R versão 3.6.2, utilizando o R Studio versão 1.2.5033 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2016).

2.4.1 DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS

Para verificar as variações relacionadas às medidas de diversidade ao longo das diferentes localidades amostradas em Curitiba, as quais apresentam diferentes níveis de urbanização, foram obtidos os valores de riqueza, abundância e diversidade das espécies de abelha para as dez áreas de estudo. Os valores de diversidade foram obtidos a partir da série de Hill. Os gráficos realizados a partir desta série são curvas de interpolação e extrapolação, com seus respectivos intervalos de confiança (95%), onde a curva com o expoente zero é da riqueza, a curva com o expoente um equivale à diversidade de Shannon (este pesa cada espécie pela sua frequência relativa) e a curva com o expoente dois equivale ao inverso do índice de Simpson. Assim, quanto maior o expoente, maior o peso às espécies comuns e menor às raras (GOTELLI e ELLISON 2013). Como a maioria das espécies coletadas possuem baixa frequência, será analisado o gráfico com o expoente um. Os gráficos da série de Hill foram realizados de duas maneiras, limitados ao menor valor de abundância obtido dentre as áreas (que neste caso foi 701 indivíduos) e extrapolado para o valor de 1.500 indivíduos, para uma maior compreensão das curvas. Os gráficos foram realizados com o pacote “iNext” (HSIEH et al. 2016).

Índices de diversidade precisam ser analisados cuidadosamente, uma vez que misturam valores de riqueza e equabilidade (ou equitabilidade), diminuindo quando há

baixa riqueza e/ou baixa equabilidade (alta dominância de algumas espécies) (MELO 2008). Desta forma, a fim de compreender a influência da equabilidade sobre o índice de diversidade obtido para cada área, também foi calculado o índice de equabilidade de Pielou (J') (PIELOU, 1966), onde 1 representa a uniformidade máxima. A partir deste índice foi realizado o diagrama de dispersão entre riqueza de espécies e equabilidade, conforme sugerido por Melo (2008).

Para avaliar se a distância mínima das áreas, de 1km entre si (a partir do centroide), foi suficiente para remover a existência de autocorrelação espacial das espécies de abelhas, foi realizado um teste de Mantel. Para tanto, foi utilizada a distância euclidiana entre as áreas para a formação da matriz de dissimilaridade espacial e o índice de Bray-Curtis para a matriz de dissimilaridade da composição de espécies. Para verificar a variação da composição da assembleia entre as áreas foi obtido o valor de *Beta* Diversidade utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis que leva em consideração a abundância das espécies (valores próximos a 0 indicam maior semelhança na composição de espécies). Para a obtenção desta métrica foi utilizado o pacote “Betapart” (BASELGA e ORME 2012), que possibilita a partição deste índice em dois componentes: a substituição de espécies entre áreas (*turnover*) e o aninhamento (*nestedness*), o qual se refere à perda de espécies entre áreas (BASELGA 2010).

Foi realizada uma análise de agrupamento a fim de verificar quais áreas possuem assembleias mais semelhantes. Utilizou-se o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, o qual considera a abundância das espécies e adicionalmente o índice de Jaccard, que considera apenas suas presenças ou ausências. Este último foi utilizado para diminuir o peso da abundância das espécies altamente eussociais, uma vez que a diferença de número de indivíduos coletados entre espécies solitárias e sociais é muito grande. Ambas as análises foram realizadas através do agrupamento hierárquico aglomerativo utilizando-se como método de ligação a média das distâncias (*average*) pois este apresentou o maior valor no teste cofenético, ou seja, foi o que menos distorceu os dados (ROHLF, 1970).

Foi realizada também uma análise de modularidade de rede entre as abelhas e as áreas, que difere da análise de agrupamento, pois verifica se existem grupos de abelhas que ocorrem com preferência em certas localidades. O valor de modularidade foi

comparado aos valores obtidos através de modelos nulos (a partir de 100 aleatorizações da matriz original), com a utilização do método *r2d* (o qual mantém os totais marginais das redes observadas), para verificar se difere do esperado ao acaso. A verificação é realizada através do intervalo de confiança (2.5% e 97.5%) do histograma obtido a partir dos valores das 100 redes aleatórias e também contabilizando quantas vezes o valor da rede original foi menor do que os das redes aleatórias (OLESEN et al. 2007). Esta análise fornece também as espécies que formam cada módulo. Os grupos formados foram visualizados através do programa “Pajek” (BATAGELJ e MRVAR 2011). Para todas as análises de rede deste estudo foi utilizado o pacote “Bipartite” (DORMANN et al. 2009).

2.4.2 MÉTRICAS UTILIZADAS PARA A DESCRIÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA

Para verificar a quantidade de espécies de plantas que cada espécie de abelha interage na grande Curitiba, bem como a especialização de cada uma, foram obtidas as métricas de centralidade por grau e índice de especialização (d') para cada espécie de abelha a partir da rede mutualística total entre abelhas e plantas (que engloba todas as áreas amostrais). A centralidade por grau representa a porcentagem total de espécies de plantas que cada espécie de abelha visita (SAZIMA et al. 2010). O índice de especialização indica seletividade por recurso, ou seja, espécies especialistas (com valores próximos a um) não utilizam o recurso na mesma proporção em que este é ofertado (BLÜTHGEN et al. 2006).

Por meio da análise de modularidade da rede total realizada com os dados dos exemplares fêmeas (pois os machos não coletam pólen, podendo prejudicar o resultado), foram descritas algumas interações entre gêneros de abelhas e de plantas que provavelmente estão auxiliando a estruturação dos módulos. Foram também obtidos os valores de c e z para cada espécie de abelha (z é o valor da conectividade dentro do módulo ao qual pertence e c é o valor da conectividade entre módulos). A partir desses valores foi realizado um *z-c plot*, para verificar como cada espécie se comporta em relação à conectividade que possuem dentro e fora dos módulos existentes na rede da grande Curitiba. Neste gráfico as abelhas especialistas se encontram no quadrante

inferior esquerdo (espécies periféricas), as generalistas nos quadrantes superior esquerdo (conectoras dos módulos) e inferior direito (conectoras entre os módulos) e as supergeneralistas no superior direito (conectoras da rede) (OLESEN, 2007).

2.4.3 ANÁLISES DE PAISAGEM

Com relação às análises realizadas para verificar a influência da estrutura da paisagem sobre as variáveis selecionadas para este estudo foram realizados modelos lineares generalizados (GLM), utilizando o pacote “Vegan” (OKSANEN et al. 2013). Todas as análises de seleção de modelos foram realizadas com e sem a área do Passeio Público, uma vez que esta possui um nível de urbanização muito maior que as demais áreas e também porque possui uma flora apícola composta em sua maioria por plantas ornamentais, diferentemente das demais áreas amostradas.

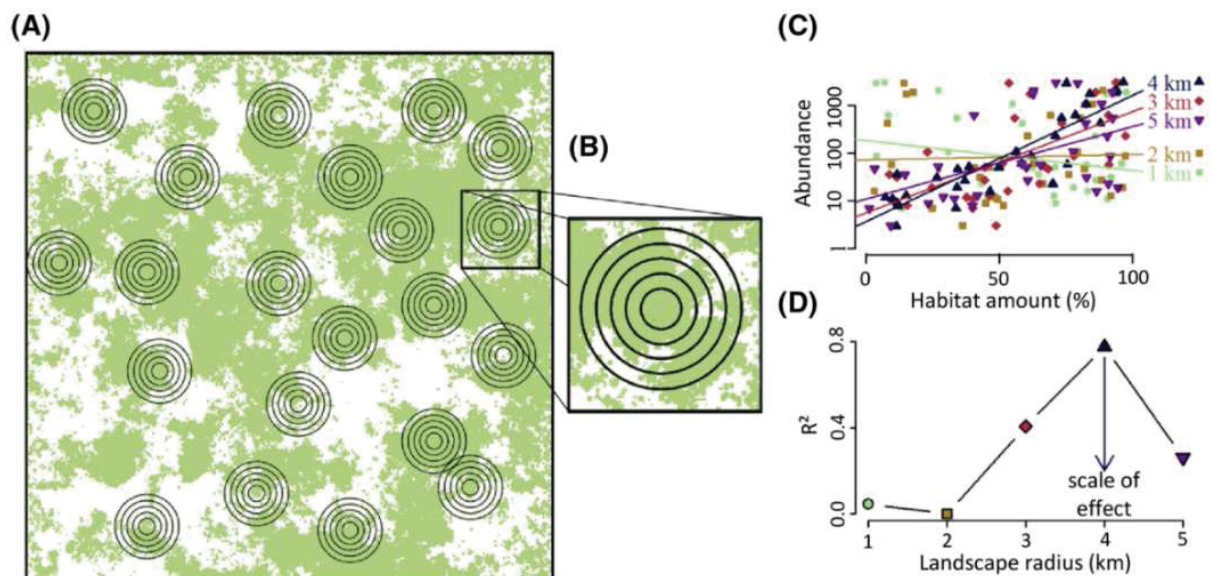
As variáveis respostas selecionadas para estas análises de paisagem com os dados das abelhas foram a riqueza total, a diversidade das espécies (valores obtidos com o coeficiente um da série de Hill), a riqueza de cada grupo funcional relacionado ao comportamento social, local de nidificação e hábito alimentar, assim como a uniformidade funcional (FEve) (VILLÉGER et al. 2008). As riquezas dos grupos funcionais não foram utilizadas como covariáveis na análise de seleção de modelos pois o número de unidades amostrais foi baixo. Para a obtenção da FEve foram utilizados os mesmos grupos funcionais citados acima, apenas com dados de presença e ausência das espécies de abelhas nas respectivas áreas coletadas. O cálculo da FEve não ponderada avalia apenas a distribuição das espécies entre as áreas com relação às suas características funcionais, não sendo este valor influenciado pela abundância das espécies, o que pode fornecer uma interpretação errônea (LEGRAS e GAERTNER 2018).

As propriedades de rede selecionadas para verificar a influência da estrutura da paisagem foram o índice de especialização de rede (H_2') e a modularidade (Q). Ambas análises foram realizadas com e sem a presença dos exemplares machos. O índice de especialização de rede é uma métrica padronizada, enquanto a modularidade não. Assim, foram obtidos os valores de modularidade para cada área amostral e em seguida foram realizadas 100 aleatorizações da matriz original de cada área, utilizando o método

r^2_d , para serem obtidos valores de modularidade aleatórios. A média destes valores obtidos com os 100 modelos nulos foi subtraída do valor de modularidade observado e o resultado foi dividido pelo desvio padrão das aleatorizações.

A partir de uma regressão linear simples foi verificada como é a relação entre a riqueza de abelhas e de plantas por elas utilizadas, sendo também realizada uma seleção de modelos para verificar se a riqueza de plantas varia em função dos processos de urbanização. Foi utilizada a metodologia analítica multi-escalas para encontrar a melhor escala entre cada variável preditora (métricas da paisagem selecionadas) e cada variável resposta (biológica). Foi realizada uma regressão linear simples entre cada uma delas, para os quatro *buffers* selecionados (500m, 1km, 1,5km e 2km). A melhor escala é a que fornece o maior valor de acordo com o coeficiente de determinação escolhido, que neste caso foi o R^2 (BOSCOLO e METZGER 2009, MOREIRA et al. 2015, MIGUET et al. 2016, SCHNEIBERG et al. 2020). Esta escala foi então selecionada para a realização da seleção de modelos. Para facilitar a compreensão deste procedimento analítico, segue a FIGURA 8, retirada do estudo de Miguët e colaboradores (2016).

FIGURA 8 – DELINEAMENTO HIPOTÉTICO DE UM ESTUDO MULTI-ESCALA. A. A RESPOSTA BIOLÓGICA É AMOSTRADA EM LOCAIS ESPECÍFICOS AO LONGO DA REGIÃO DE INTERESSE. B. A ESTRUTURA DA PAISAGEM É MEDIDA EM MULTI-ESCALAS, CENTRADA NOS LOCAIS DE COLETA, ONDE RAIOS MAIORES INCLUEM TAMBÉM A EXTENSÃO DOS MENORES. A ESTRUTURA DA PAISAGEM É QUALQUER MEDIDA DA COMPOSIÇÃO OU CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM, SENDO NESTE EXEMPLO A PORCENTAGEM DE HABITAT, REPRESENTADA EM VERDE. C. A RELAÇÃO ENTRE A RESPOSTA BIOLÓGICA E A ESTRUTURA DA PAISAGEM É AVALIADA PARA CADA EXTENSÃO ESPACIAL SELECIONADA (*BUFFERS*). D. O EFEITO DE ESCALA É O RAIOS QUE MELHOR PREDIZ A RESPOSTA BIOLÓGICA, NESTE EXEMPLO É 4KM POIS POSSUI O MAIOR R^2



FONTE: RETIRADO DE MIGUET et al. (2016).

A multicolinearidade entre as variáveis preditoras foi analisada antes da seleção de modelos (QUINN e KEOUGH 2002). No caso em que duas variáveis apresentaram valores de correlação maiores que 0,7, uma delas era retirada (segundo SCHNEIBERG et al. 2020). Em caso de dúvida quanto a qual retirar, eram avaliados os valores da regressão linear entre cada uma e a variável resposta em questão, bem como suas respectivas relações. As variáveis preditoras foram padronizadas antes da seleção de modelos para que os ângulos das regressões dos modelos selecionados com as mesmas variáveis preditoras pudessem ser comparados entre variáveis respostas. Foram utilizadas distribuição de Poisson para dados de contagem (riqueza) e distribuição Gaussiana para as demais variáveis respostas. Os resíduos foram analisados para

verificar se a distribuição utilizada se ajustou bem aos dados (diferença de dois graus de liberdade entre o modelo e os resíduos). Para dados com distribuição de Poisson foi utilizado o pacote “DHARMA” (HARTIG 2020).

A seleção de modelos compara modelos concorrentes, onde o modelo selecionado é o que apresenta a maior probabilidade de acordo com o critério de seleção corrigido para amostras pequenas (Akaike Information Criterion – AICc). A diferença entre o valor de AICc de um dado modelo e do modelo mais parcimonioso ($\Delta AICc$), bem como o peso de evidência (w_i) foram calculados para cada modelo. Modelos com $\Delta AICc < 2$ foram considerados igualmente plausíveis, sendo os únicos detalhados nas tabelas apresentadas. Nenhum modelo foi considerado quando o modelo nulo apresentou um $\Delta AICc < 2$. Modelos com valores altos (w_i) indicam alta probabilidade de serem explicações plausíveis para a variável resposta selecionada. A seleção de modelos foi realizada por meio do pacote “AICcmodavg” (MAZEROLLE 2019). A análise dos resíduos foi realizada para verificar se os dados possuem variações aceitáveis de distribuição.

3 RESULTADOS

3.1 DESCRIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS DA GRANDE CURITIBA

Ao longo de cem dias amostrais foram coletados 8.938 exemplares de abelhas, sendo 6.657 fêmeas e 2.291 machos. Estes indivíduos representam 288 espécies, com representantes das cinco subfamílias que ocorrem no Brasil (Material suplementar 2). Destas, 192 foram identificadas ao nível taxonômico de espécie, as demais foram alocadas em seus respectivos gêneros e/ou subgêneros por falta de revisão ou por não se enquadrarem nas descrições existentes.

Halictinae foi a subfamília que contabilizou o maior número de espécies (98), sendo Augochlorini a tribo com mais representantes (56). As espécies com maior abundância e distribuição ao longo da cidade foram *Augochlora* (*Augochlora*) *daphnis* Smith, 1953 (terceira mais amostrada, 547 indivíduos); *Neocorynura codion* (Vachal, 1904) (299 indivíduos); *Augochlora* (*Oxystoglossella*) *iphigenia* Holmberg, 1886 (276 indivíduos); *Augochloropsis* (*Augochloropsis*) *brachycephala* Moure, 1943 (169 indivíduos); *Pseudagapostemon* (*Pseudagapostemon*) *pruinus* Moure e Sakagami, 1984 (166 indivíduos). Além destas, quatro espécies de *Dialictus* também registaram grande abundância. Os gêneros com maior representação foram *Dialictus* com 22 espécies e *Augochloropsis* com 18.

Da subfamília Apinae foram registradas 97 espécies distribuídas em dez tribos e 37 gêneros. Por apresentarem comportamento altamente eussocial, os Meliponini podem apresentar altos valores de abundância, como ocorreu para *Paratrigona subnuda* Moure, 1947 (581 indivíduos) e *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793) (573 indivíduos). Outras espécies desta tribo também se destacaram pela alta abundância: *Tetragonisca fiebrigi* (Schwarz, 1938) (344 indivíduos), *Scaptotrigona bipunctata* (Lepeletier, 1836) (267 indivíduos) e *Plebeia emerina* (Friese, 1900) (229 indivíduos). A tribo Bombini, também eussocial, foi representada por duas espécies, *Bombus* (*Fervidobombus*) *morio* (Swederus, 1787) (155 indivíduos) e *Bombus* (*Fervidobombus*) *pauloensis* Friese, 1913 (152 indivíduos), ambas amostradas em todas as áreas.

Entre as demais tribos de Apinae, as espécies que ocorreram em todas as áreas foram *Thygater* (*Thygater*) *analis* (Lepelletier, 1841) (75 indivíduos), *Ceratina* (*Neoclavicera*) *richardsoniae* Schrottky, 1909 (100 indivíduos), *Ceratina* (*Ceratinula*) *sclerops* Schrottky, 1907 (92 indivíduos), *Ceratina* (*Rhysoceratina*) *stilbonota* Moure, 1941 (141 indivíduos) e uma espécie de *Ceratina* designada aqui como *Ceratina* (*Crewella*) sp.03 (158 indivíduos). Os gêneros com maior representação foram *Ceratina* com 16 espécies, seguida de *Melissoptila* com 11 e *Exomalopsis* com oito. Com relação às espécies coletoras de óleo, foram registradas 14 espécies, quatro de *Centris*, nove de Tapinotaspidini e uma de Tetrapediini.

Megachilinae foi representada por 40 espécies, 11 de Anthidiini e 29 de Megachilini s.l., sendo 20 de *Megachile*. As espécies que ocorreram frequentemente em todas as áreas foram *Megachile* (*Moureapis*) *apicipennis* Schrottky, 1902 (163 indivíduos); *Megachile* (*Austromegachile*) *susurrans* Haliday, 1836 (49 indivíduos); *Coelioxys* (*Acrocoelioxys*) *tolteca* Cresson, 1878 (39 indivíduos). Foram coletadas 31 espécies de Andreninae, a maioria da tribo Protandrenini, sendo 12 de *Anthrenoides*, nove de *Rhophitulus* e sete de *Psaenythia*. As espécies mais bem amostradas e distribuídas foram *Anthrenoides meridionalis* (Schrottky, 1906) (63 indivíduos), *Rhophitulus* sp.03 (109 indivíduos) e *Psaenythia bergii* Holmberg, 1884 (60 indivíduos). Colletinae foi representada por 22 espécies pertencentes a quatro tribos (Colletini, Hylaeini, Neopasiphaeini e Xeromelissini). *Hylaeus* foi o gênero mais representado, com dez espécies. As espécies mais amostradas e bem distribuídas foram *Tetraglossula anthracina* (Michener, 1989) (77 indivíduos) e *Hylaeus* sp.05 (42 indivíduos).

3.2 DIVERSIDADE DE ABELHAS NAS DIFERENTES ÁREAS AMOSTRAIS

A área que apresentou a maior riqueza de abelhas foi a do aeroporto Internacional Afonso Pena (134 espécies) (FIGURA 9). Por outro lado, esta foi a área com a menor abundância (701 indivíduos) (FIGURA 10). Já o Parque Tingui teve a maior abundância (1077 indivíduos) e uma das menores riquezas (111 espécies). A área do Passeio Público apresentou um valor de riqueza muito inferior às demais áreas (62 espécies) e sua abundância se apresentou como uma das mais baixas (778 indivíduos).

FIGURA 9 – VALORES DE RIQUEZA DE ABELHAS PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS

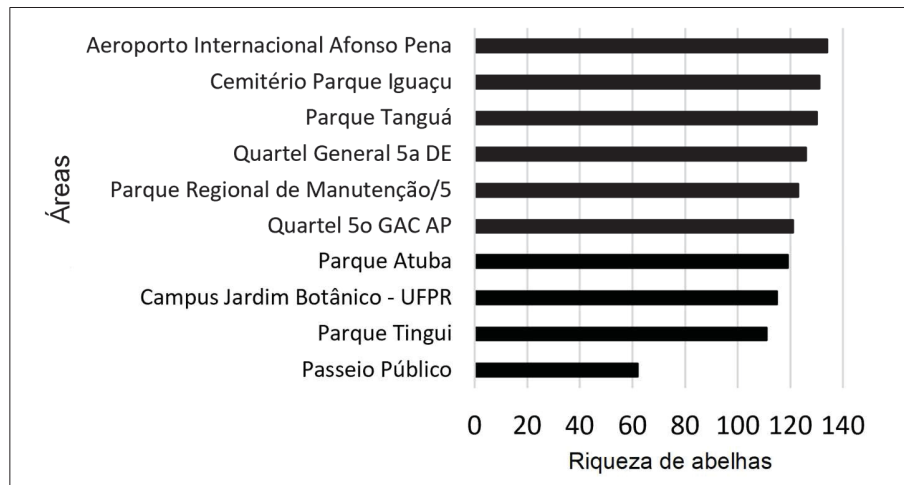
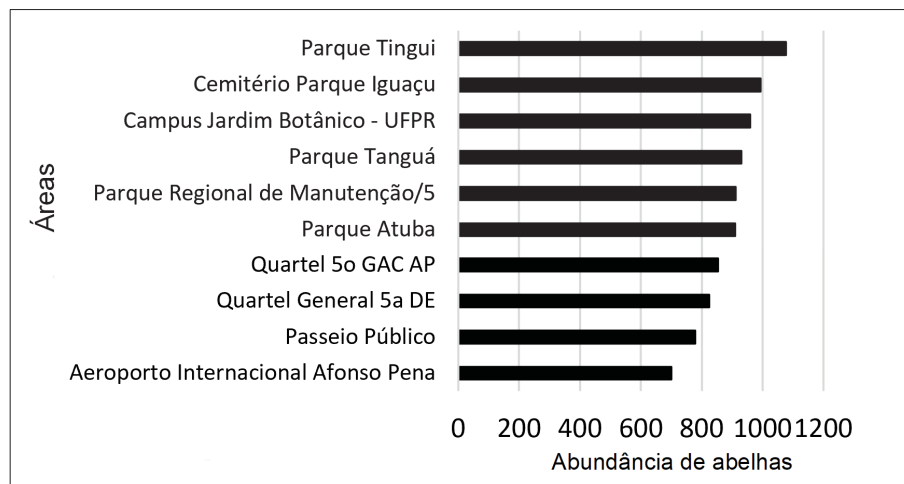


FIGURA 10 – VALORES DE ABUNDÂNCIA DE ABELHAS PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS



A partir da realização da série de Hill (FIGURA 11) foi possível verificar que a área do Passeio Público se separou das demais, acumulando menor riqueza (primeiro gráfico, expoente 0) e diversidade (segundo gráfico, expoente um). A área do aeroporto também se destacou (intervalos de confiança separados) com maior riqueza e diversidade. A partir do índice de Pielou (J') foi possível verificar o efeito da dominância das espécies nos valores de diversidade. O Parque Tanguá, por exemplo, apresentou uma alta riqueza, porém o segundo menor valor de diversidade devido ao baixo índice de equabilidade de Pielou (TABELA 2), valor este influenciado pela alta abundância de *Paratrigona subnuda* (213 indivíduos). Foi realizado um diagrama de dispersão entre

riqueza e equabilidade para visualizar estas variáveis sem a interferência dos índices de diversidade (FIGURA 12).

FIGURA 11 – SÉRIE DE HILL COM VALORES DE EXPOENTE ZERO, UM E DOIS, E SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA (95%), PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS. A. GRÁFICOS LIMITADOS AO MENOR VALOR DE ABUNDÂNCIA OBTIDO (701 INDIVÍDUOS); B. GRÁFICOS EXTRAPOLADOS (1.500 INDIVÍDUOS)

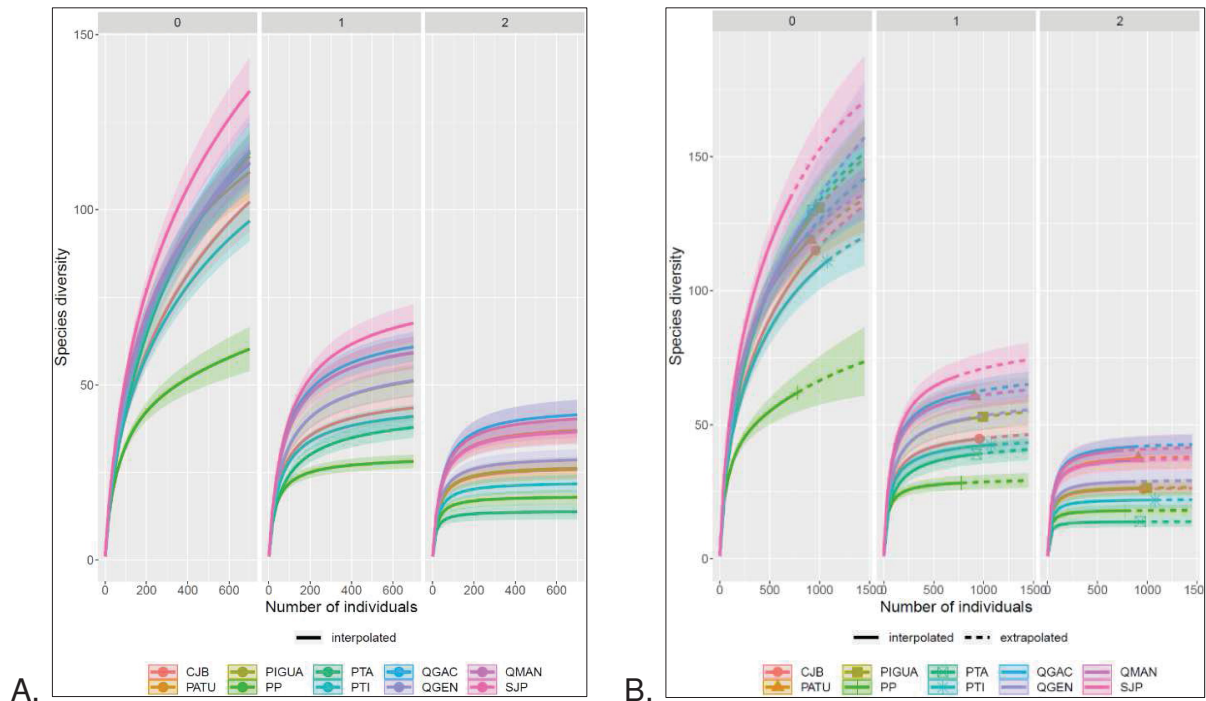
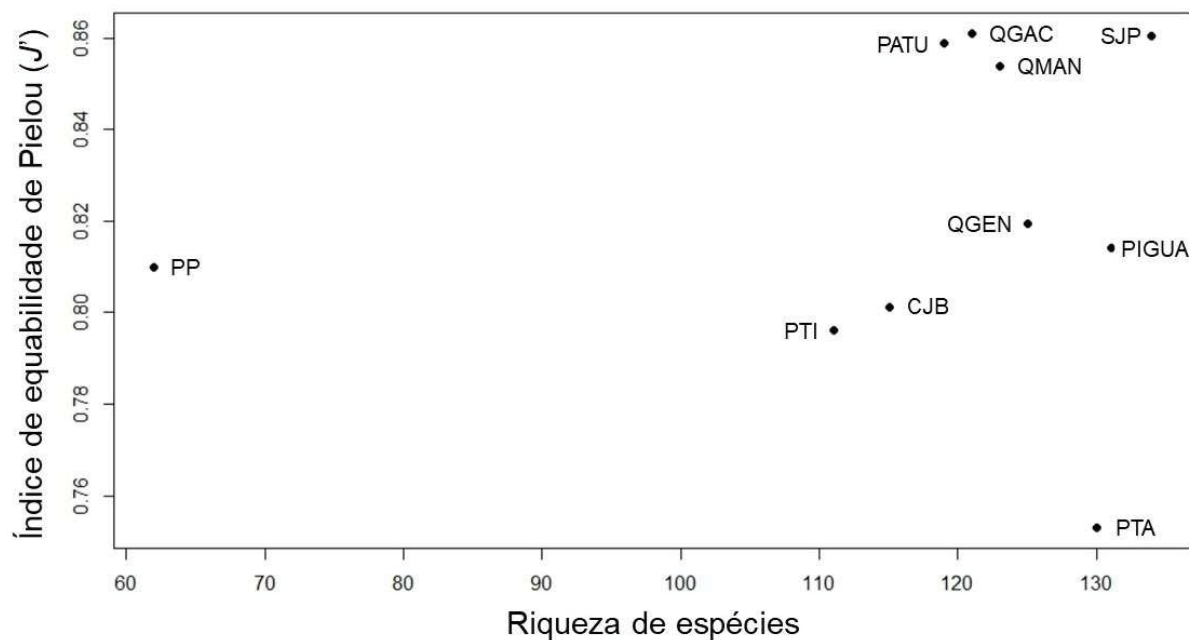


TABELA 2 – VALORES DE RIQUEZA, ÍNDICE DE EQUABILIDADE DE PIELOU E DIVERSIDADE (SÉRIE DE HILL, EXPOENTE UM) PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS

Áreas	Riqueza	Equabilidade	Diversidade
Passeio Público (PP)	62	0.810	28.304
Campus Jardim Botânico/UFPR (CJB)	115	0.801	44.756
Parque Regional de Manutenção/5 (QMAN)	123	0.854	60.893
Parque Atuba (PATU)	119	0.859	60.617
Parque Tanguá (PTA)	130	0.753	39.061
Parque Tingui (PTI)	111	0.796	42.483
Cemitério Parque Iguaçu (PIGUA)	131	0.814	52.948
Quartel General (QGEN)	125	0.819	52.250
Quartel 5ºGACAP (QGAC)	121	0.861	62.142
Aeroporto Internacional Afonso Pena (SJP)	134	0.860	67.643

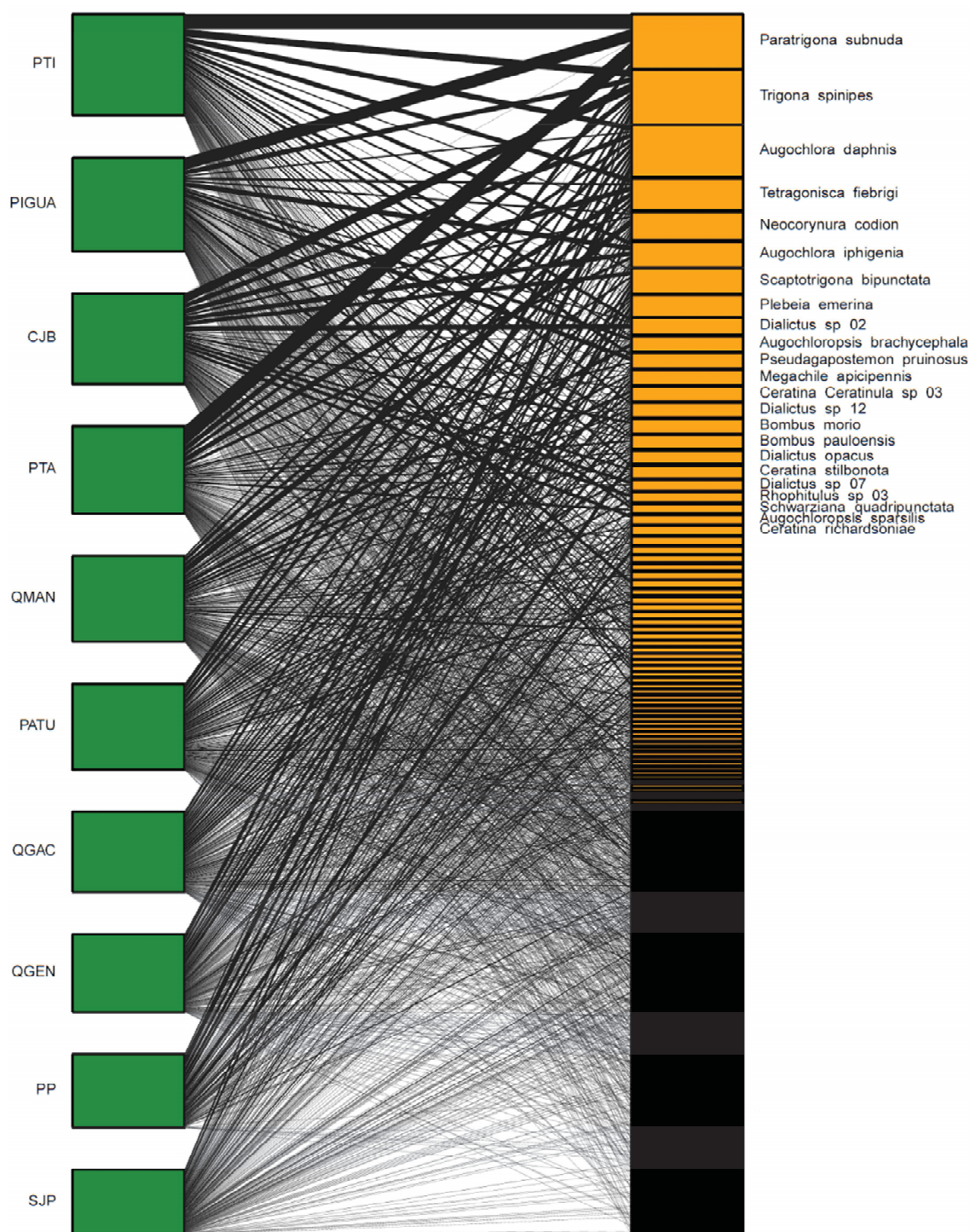
FIGURA 12 – DIAGRAMA DE DISPERSÃO ENTRE RIQUEZA DE ESPÉCIES E EQUABILIDADE NAS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS. PARA LEGENDA DAS SIGLAS VER TABELA 2.



3.3 COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS AO LONGO DA CIDADE

A partir da rede bipartida entre as abelhas e as áreas foi possível observar quais espécies foram mais abundantes, bem como as diferenças de abundância relativa nas diferentes localidades (FIGURA 13). As respectivas áreas onde cada exemplar foi coletado encontra-se em material suplementar 3.

FIGURA 13 – REDE BIPARTIDA ORDENADA PELA QUANTIDADE DE INTERAÇÕES ENTRE AS ESPÉCIES DE ABELHAS E AS ÁREAS ONDE FORAM AMOSTRADAS. OS NOMES DAS ESPÉCIES QUE TIVERAM PELO MENOS 100 REGISTROS FORAM ESCRITOS POR EXTENSO, AS DEMAIS FORAM OMITIDAS POR ATRAPALHAR A VISUALIZAÇÃO DA REDE. PARA LEGENDA DAS SIGLAS VER TABELA 2.

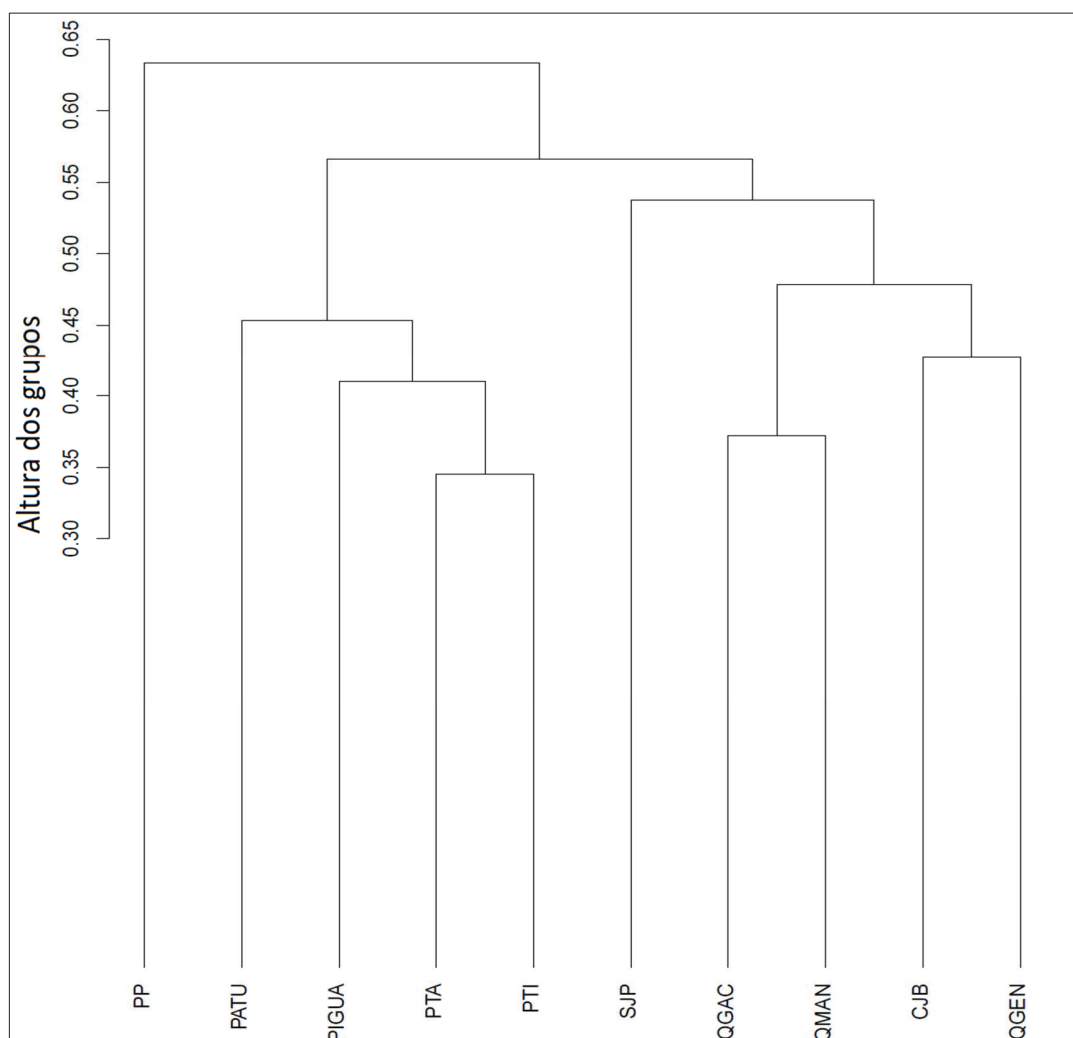


As espécies de Meliponini que nidificam no solo, *Paratrigona subnuda* e *Schwarziana quadripunctata* (Lepeletier, 1836), tiveram distribuições restritas ao longo da cidade. Suas ocorrências foram de 581 e 104 indivíduos respectivamente, sendo 99,7% delas apenas em quatro áreas amostrais: Cemitério Parque Iguaçu (PIGUA), no Parque Tingui (PTI), no Parque Tanguá (PTA) e no Parque Atuba (PATU). Além destes meliponíneos, *Nannotrigona testaceicornis* (Lepeletier, 1836) também foi coletada praticamente em apenas uma área (Parque Regional de Manutenção/5 - QMAN) ao longo de diversos meses. Com relação às demais abelhas, houveram algumas espécies que, apesar de estarem bem distribuídas ao longo da cidade, tiveram alta abundância no Passeio Público, área extremamente urbanizada, são elas *A. daphnis*, *Dialictus opacus* (Moure, 1940), *N. codion* e *Augochlorella ephyra* (Schroettky, 1910).

A valor de *Beta* diversidade entre todas as áreas amostrais foi de 0,78, sendo o valor de substituição de espécies (*turnover*) representado por 0,76 e de aninhamento (*nestedness*) por apenas 0,02. Isso significa que há uma modificação considerável da assembleia entre os locais amostrados (valor igual a um demonstra comunidades completamente distintas), mas que a perda de espécies entre as áreas é baixa. O teste de Mantel realizado para verificar a existência de autocorrelação espacial entre as áreas apresentou o valor de $r = 0,16$ e $p = 0,2$. Estes valores demonstraram que apenas 16% da variação na composição de espécies entre as áreas é explicada pela distância entre elas e que não há autocorrelação espacial significativa entre as áreas.

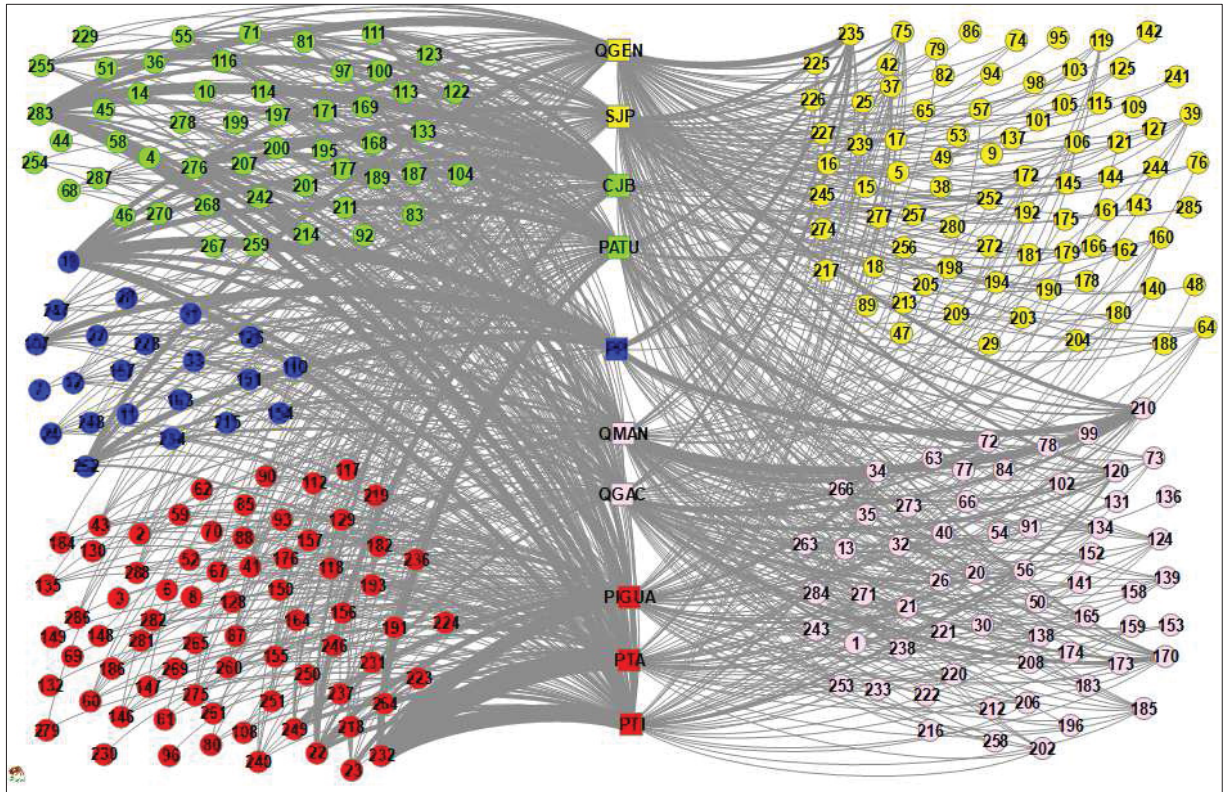
A análise de agrupamento realizada tanto com dados de presença e ausência (índice de Jaccard) quanto com dados quantitativos (índice de Bray-Curtis) resultou em dendogramas com os mesmos grupos de áreas. Desta forma, foi aqui representada apenas a análise com dados quantitativos (FIGURA 14). Observa-se a formação de três grupos (na altura de 0,55 do dendrograma), onde o Passeio Público apresentou a composição da assembleia de abelhas mais distinta, o Parque Atuba, o Cemitério Parque Iguaçu, o Parque Tanguá e o Parque Tingui mostraram-se mais semelhantes entre si, enquanto no outro grupo a área do Aeroporto Internacional Afonso Pena se diferenciou das demais áreas.

FIGURA 14 – DENDOGRAMA DA ANÁLISE DE AGRUPAMENTO HIERÁRQUICO AGLOMERATIVO REALIZADA PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS COM O ÍNDICE DE BRAY-CURTIS UTILIZANDO O MÉTODO DE LIGAÇÃO *AVERAGE*



O valor da análise de modularidade realizada entre as espécies de abelhas e as áreas foi de 0,25 (proporção de interações dentro do seu módulo em comparação ao esperado ao acaso). Este valor é considerado baixo, porém foi maior do que o esperado ao acaso. Foram obtidos cinco módulos, semelhantes aos grupos obtidos através da análise de agrupamento (FIGURA 15).

FIGURA 15 – GRAFO OBTIDO ATRAVÉS DA ANÁLISE DE MODULARIDADE REALIZADA ENTRE AS ESPÉCIES DE ABELHA E AS ÁREAS ONDE FORAM COLETADAS



3.4 EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE ABELHAS, DE SEUS GRUPOS FUNCIONAIS E SOBRE A UNIFORMIDADE FUNCIONAL

Das 288 espécies coletadas, 11,8% são cleptoparasitas (34 espécies). Quanto ao comportamento social, 68,8% são solitárias (198) e 19,4% são eussociais (56), sendo 5,6% altamente eussociais (16) e 13,9% primitivamente eussociais (40). Com relação ao local de nidificação, 55,6% nidificam no solo (160), 15,3% nidificam em cavidade arbórea (44) e 17,4% fora de cavidade arbórea (50). Quanto ao hábito alimentar, 20,5% são oligoléticas (59) e 67,7% são poliléticas (195). Os grupos funcionais aos quais cada espécie pertence encontram-se no material suplementar 2. Os valores de riqueza de espécies e dos grupos funcionais para cada área estão descritos na TABELA 3.

TABELA 3 – ÁREAS AMOSTRAIS COM OS RESPECTIVOS VALORES DE RIQUEZA DE ABELHAS (TOTAL), DE SEUS GRUPOS FUNCIONAIS: ABELHAS SOLITÁRIAS (SOLIT), EUSSOCIAIS (EUSOC), ALTAMENTE EUSSOCIAIS (ALT_EUS), PRIMITIVAMENTE EUSSOCIAIS (PRIM_EUS), QUE NIDIFICAM NO SOLO (SOLO), ACIMA DO SOLO (ACIMA_SOLO), EM CAVIDADE (CAVIDADE), FORA DE CAVIDADE (FORA_CAV), OLIGOLÉTICAS (OLIGO), POLILÉTICAS (POLI) E UNIFORMIDADE FUNCIONAL (FEVE). AS ÁREAS ESTÃO DISPOSTAS DO MAIOR VALOR DE RIQUEZA TOTAL QUE APRESENTAM PARA O MENOR

Áreas	Total	Solit	Eusoc	Alt_eus	Prim_eus	Solo	Acima_solo	Cavidade	Fora_cav	Oligo	Poli	FEve
PP	62	35	26	7	19	27	34	13	21	4	57	0.15
PTI	111	70	36	11	25	57	49	20	29	15	91	0.11
CJB	115	74	32	6	26	61	45	23	22	15	91	0.11
PATU	119	77	36	11	25	67	46	22	24	18	95	0.09
QGAC	121	79	33	9	24	60	52	22	30	18	94	0.10
QMAN	123	86	30	8	22	64	52	21	31	18	98	0.09
QGEN	125	84	33	7	26	69	48	24	24	22	95	0.08
PTA	130	89	35	9	26	76	48	19	29	25	99	0.09
PIGUA	131	88	32	9	23	74	46	22	24	25	95	0.09
SJP	134	94	31	5	26	83	42	18	24	28	97	0.08

Durante o procedimento da metodologia analítica multi-escalas, as variáveis percentagem de área verde (PLAND_VER) e o índice de diversidade de Shannon da paisagem (SHDI) apresentaram muitas vezes valores altos de R^2 , sendo estes praticamente sempre no menor *buffer* analisado (500 metros). Os *rasters* com os respectivos valores destas duas variáveis encontram-se na FIGURA 16 e na FIGURA 17. Como a correlação entre estas variáveis neste *buffer* foi alta (0.804) e ambas foram consideradas importantes, a seleção de modelos foi realizada separadamente, ou com a variável PLAND_VER presente entre as variáveis preditoras (TABELA 4) ou com SHDI (TABELA 5).

FIGURA 16 – PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRADAS NO *BUFFER* DE 500 METROS

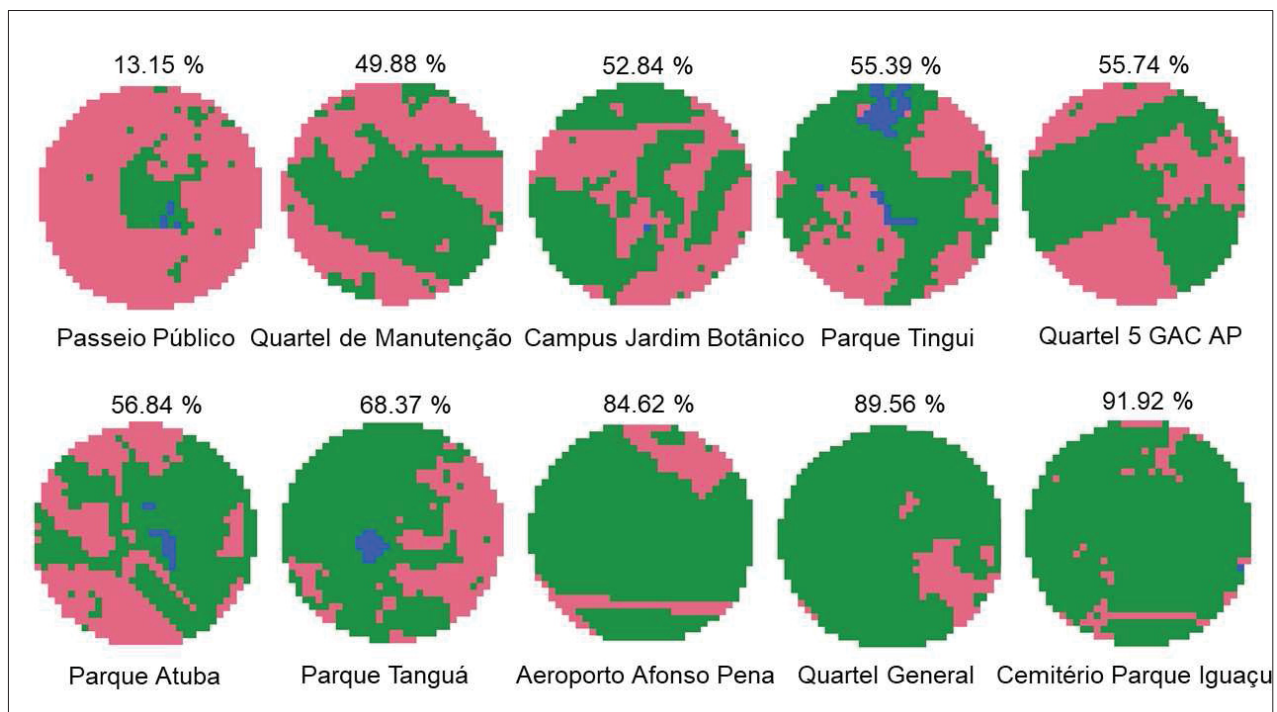
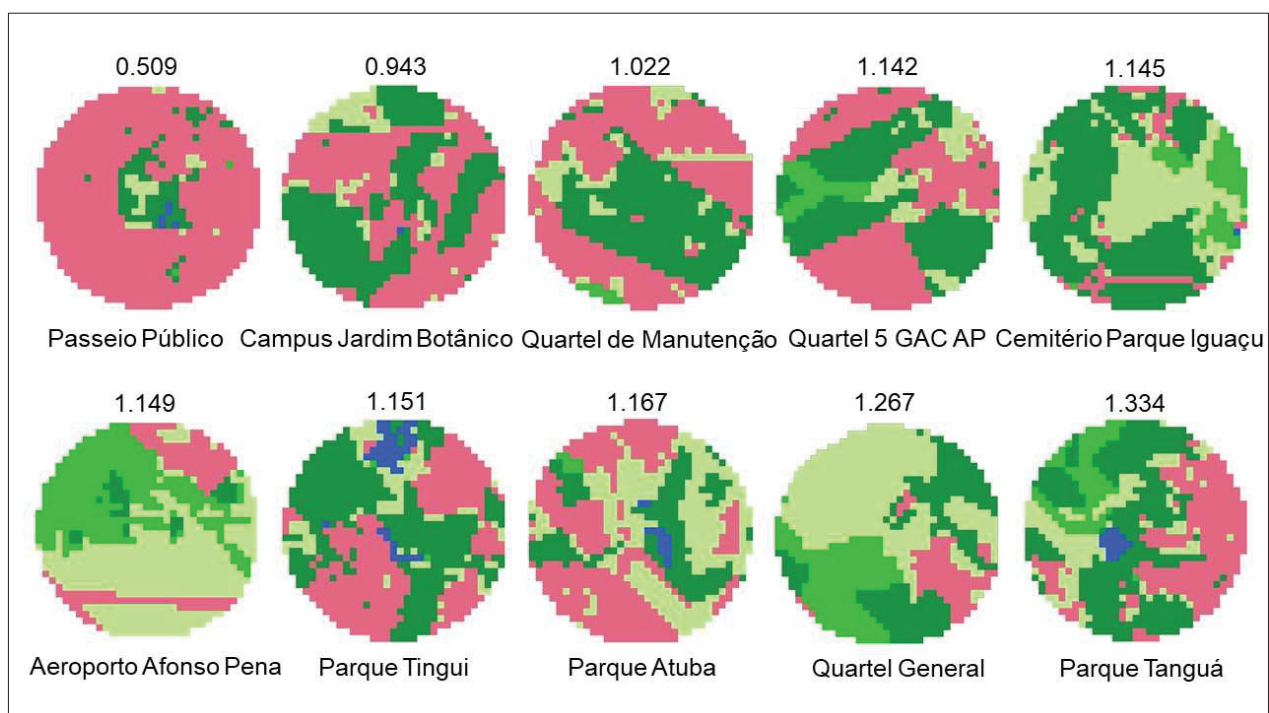


FIGURA 17 – ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM PARA AS DEZ ÁREAS AMOSTRADAS NO *BUFFER* DE 500 METROS



Com relação a variável porcentagem de área com domínio arbóreo (vegetação arbustiva mais vegetação florestal) na escala de 500 metros, esta teve uma correlação de 0,706 com SHDI e 0,749 com PLAND_VER. Neste caso foi dada preferência a estas duas últimas na seleção das variáveis devido aos seus altos valores de R^2 . Por outro lado, a outra variável relacionada à manchas de habitat com domínio arbóreo (índice do maior fragmento) apresentou correlação menor que 0,7 com PLAND_VER e SHDI a 500 metros, estando quase sempre presente nas seleções de modelos e representando assim esta classe de vegetação.

TABELA 4 – RESULTADOS DOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS QUE VERIFICARAM O EFEITO DAS VARIÁVEIS DA PAISAGEM SOBRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS RESPOSTAS, COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE PESO DE EVIDÊNCIA (w_i) E ÂNGULOS DA RETA DA REGRESSÃO (α), ONDE FOI DADA PREFERÊNCIA PELA VARIÁVEL PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE (PLAND_VER) SOBRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM (SHDI)

Variável resposta/preditora selecionada	w_i	α	
Riqueza de abelhas			
PLAND_VER_0.5	0.645	0.159	
Riqueza de abelhas oligoléticas			
PLAND_VER_0.5	0.745	0.367	
Riqueza de abelhas poliléticas			
PLAND_VER_0.5	0.524	0.104	
Riqueza de abelhas que nidificam no solo			
PLAND_VER_0.5	0.674	0.223	
Riqueza de abelhas solitárias			
PLAND_VER_0.5	0.649	0.192	
PLAND_VER_0.5 + ENN_MN_VER_1	0.24	-0.161	0.066
Uniformidade Funcional			
PLAND_VER_0.5	0.892	-0.152	
Sem a área do Passeio Público			
Riqueza de abelhas oligoléticas			
PLAND_VER_0.5	0.608	0.182	
Riqueza de abelhas que nidificam no solo			
PLAND_VER_0.5	0.393	0.09	
ENN_MN_VER_2	0.164	-0.07	

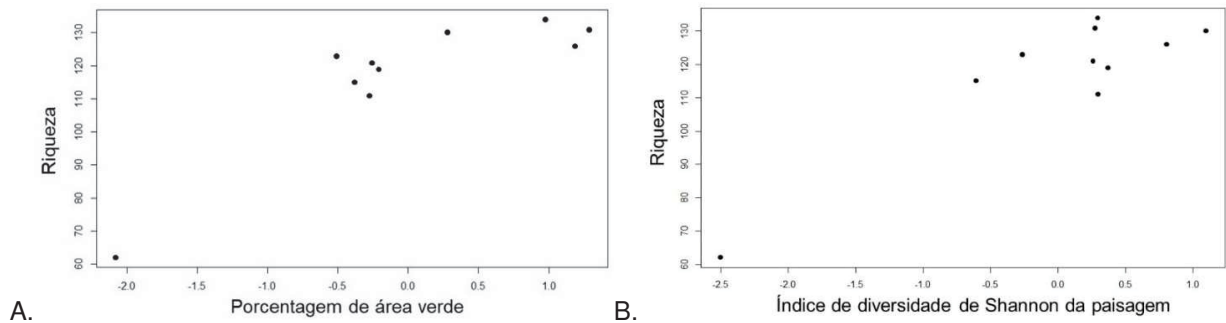
TABELA 5 – RESULTADOS DOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS QUE VERIFICARAM O EFEITO DAS VARIÁVEIS DA PAISAGEM SOBRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS RESPOSTAS, COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE PESO DE EVIDÊNCIA (w_i) E ÂNGULOS DA RETA DA REGRESSÃO (α), ONDE FOI DADA PREFERÊNCIA PELA VARIÁVEL ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM (SHDI) SOBRE A PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE (PLAND_VER)

Variável resposta/preditora selecionada	w_i	α	
Riqueza de abelhas			
SHDI_0.5	0.594	0.183	
Riqueza de abelhas oligoléticas			
SHDI_0.5	0.632	0.415	
SHDI_0.5 + ENN_MN_VER_1	0.26	0.34	-0.136
Riqueza de abelhas poliléticas			
SHDI_0.5	0.733	0.136	
Riqueza de abelhas que nidificam no solo			
SHDI_0.5	0.272	0.248	
SHDI_0.5 + ENN_MN_VER_1	0.177	-0.216	0.09
SHDI_0.5 + SHAPE_MN_ARV_0.5	0.17	0.198	0.09
Riqueza de abelhas solitárias			
SHDI_0.5	0.468	0.219	
SHDI_0.5 + ENN_MN_VER_1	0.287	0.191	-0.08
Uniformidade Funcional			
SHDI_0.5	0.509	-0.148	
SHDI_0.5 + SHAPE_MN_ARV_1	0.313	-0.106	-0.072
Sem a área do Passeio Público			
Riqueza de abelhas oligoléticas			
SHDI_2	0.6	0.172	
NP_VER_2	0.274	-0.131	
Riqueza de abelhas que nidificam no solo			
SHDI_2	0.569	0.084	
NP_VER_2	0.286	-0.065	
Riqueza de abelhas solitárias			
ED_VER_0.5	0.292	-0.064	
SHDI_2	0.188	0.053	
ENN_MN_VER_1	0.15	-0.046	

Em todas as análises que utilizaram distribuição de Poisson, esta se ajustou bem aos dados, sendo a diferença dos graus de liberdade do modelo e dos resíduos sempre de apenas um. Os modelos lineares generalizados demonstram que os valores de riqueza total de abelhas foram influenciados tanto por PLAND_VER quanto por SHDI (FIGURA 18A, FIGURA 18B). Porém, ao retirar a área do Passeio Público da análise,

nenhum modelo foi selecionado. Os valores de diversidade de espécies (coeficiente um da série de Hill) não sofreram influência destas variáveis da paisagem.

FIGURA 18 – MODELOS ENTRE RIQUEZA DE ABELHAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



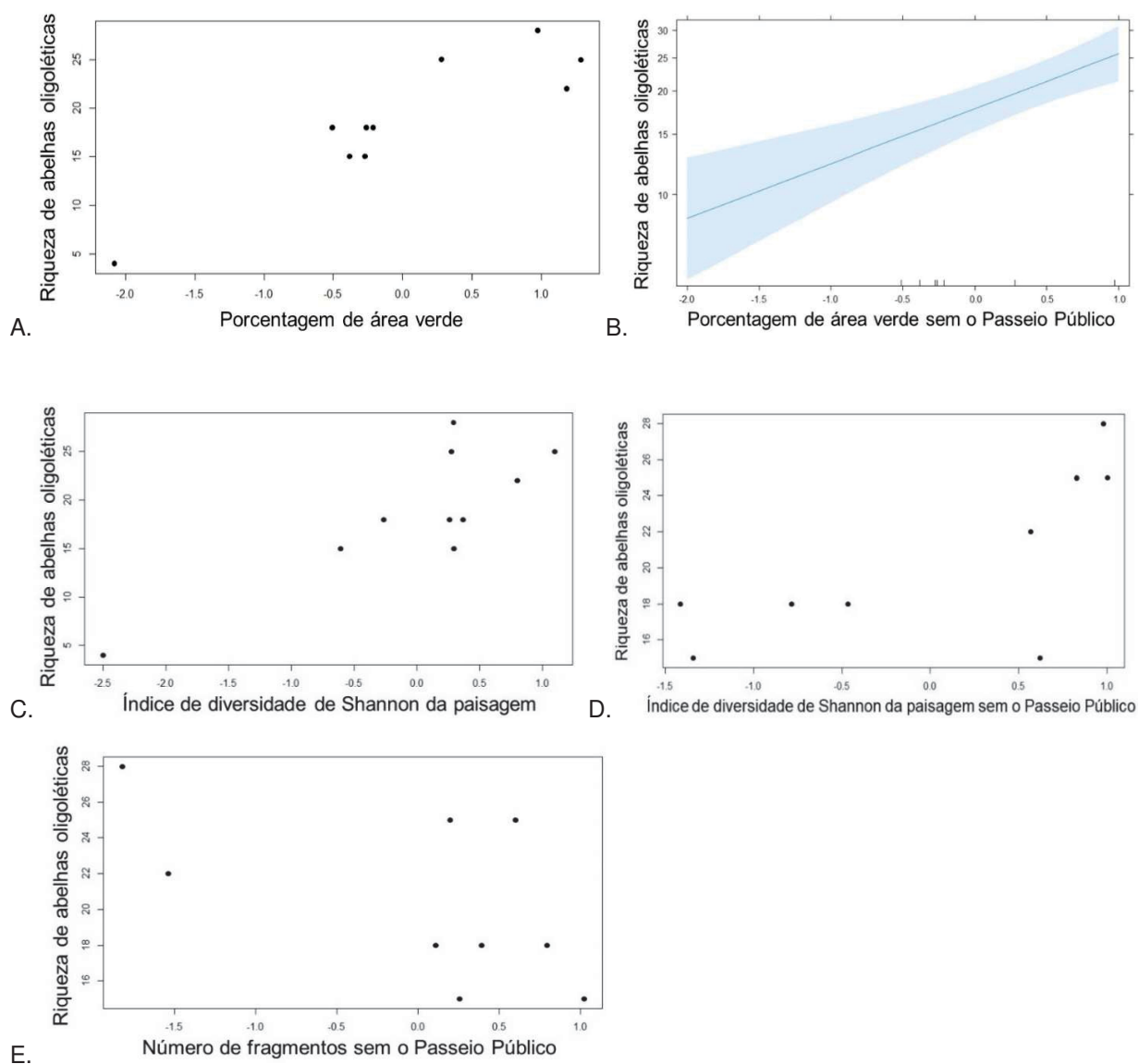
A partir dos valores dos ângulos das regressões dos modelos que foram selecionados com as mesmas variáveis preditoras, é possível verificar a variação de importância destas para cada variável resposta. Os GLM realizados com a riqueza de cada grupo funcional demonstraram que o grupo das abelhas oligoléticas é o mais sensível à urbanização (FIGURA 19A), uma vez que os valores dos ângulos foram de 0,367 para o modelo selecionado com PLAND_VER_0.5 e 0,415 para SHDI_0.5. As abelhas poliléticas também apresentaram modelos selecionados com estas duas variáveis, com ângulos de 0,104 e 0,136 respectivamente, porém foram os mais baixos obtidos dentre todos os grupos funcionais que tiveram modelos selecionados.

O grupo das abelhas que nidificam no solo foi o mais sensível à urbanização após o grupo das abelhas oligoléticas, com valores dos ângulos de 0,223 para o modelo selecionado com PLAND_VER_0.5 e 0,248 para o modelo selecionado com SHDI_0.5. Nenhum modelo foi selecionado nas análises com as abelhas que nidificam acima do solo, nem quando este grupo foi subdividido em abelhas que nidificam em cavidade e fora de cavidade. Com relação ao comportamento social, nenhum modelo foi selecionado nas análises com as abelhas eussociais, nem quando estas foram separadas em primitivamente e altamente eussociais. Por outro lado, o grupo das abelhas solitárias apresentou modelos selecionados, porém os valores dos ângulos das regressões foram os mais baixos dentre os demais grupos que também tiveram modelos selecionados,

sendo 0,192 para PLAND_VER_0.5 e 0,219 para SHDI_0.5. Nas análises sem a área do Passeio Público, os modelos que foram selecionados mantiveram a mesma sequência de importância descrita acima, com as abelhas oligoléticas sendo mais sensíveis à urbanização, seguido pelas que nidificam no solo e então pelas solitárias.

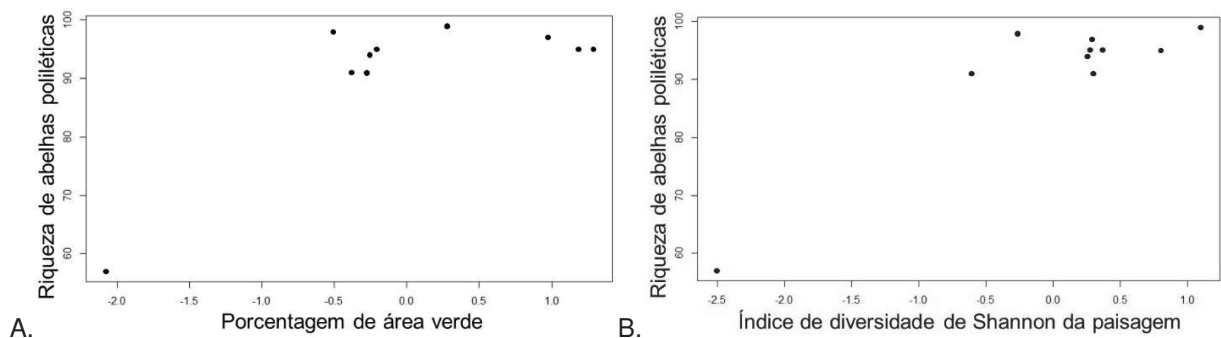
A riqueza de abelhas oligoléticas se modificou com a variação da proporção de área verde, tanto nas análises incluindo quanto excluindo a área do Passeio Público (FIGURA 19A, FIGURA 19B). Quanto aos GLM realizados onde a variável SHDI foi selecionada, além do modelo selecionado com esta variável sozinha (FIGURA 19C), a distância entre os fragmentos de área verde a 1km também foi selecionada em conjunto. Quando a área do Passeio Público foi retirada da análise, a escala em que SHDI obteve o maior R^2 foi 2km (FIGURA 19D). Além do modelo selecionado com SHDI, o número de fragmentos na mesma escala também demonstrou ser importante (FIGURA 19E).

FIGURA 19 – MODELOS ENTRE RIQUEZA DE ABELHAS OLIGOLÉTICAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO (MODELO COM LINHA DE TENDÊNCIA); C. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; D. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; E. NÚMERO DE FRAGMENTO A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO



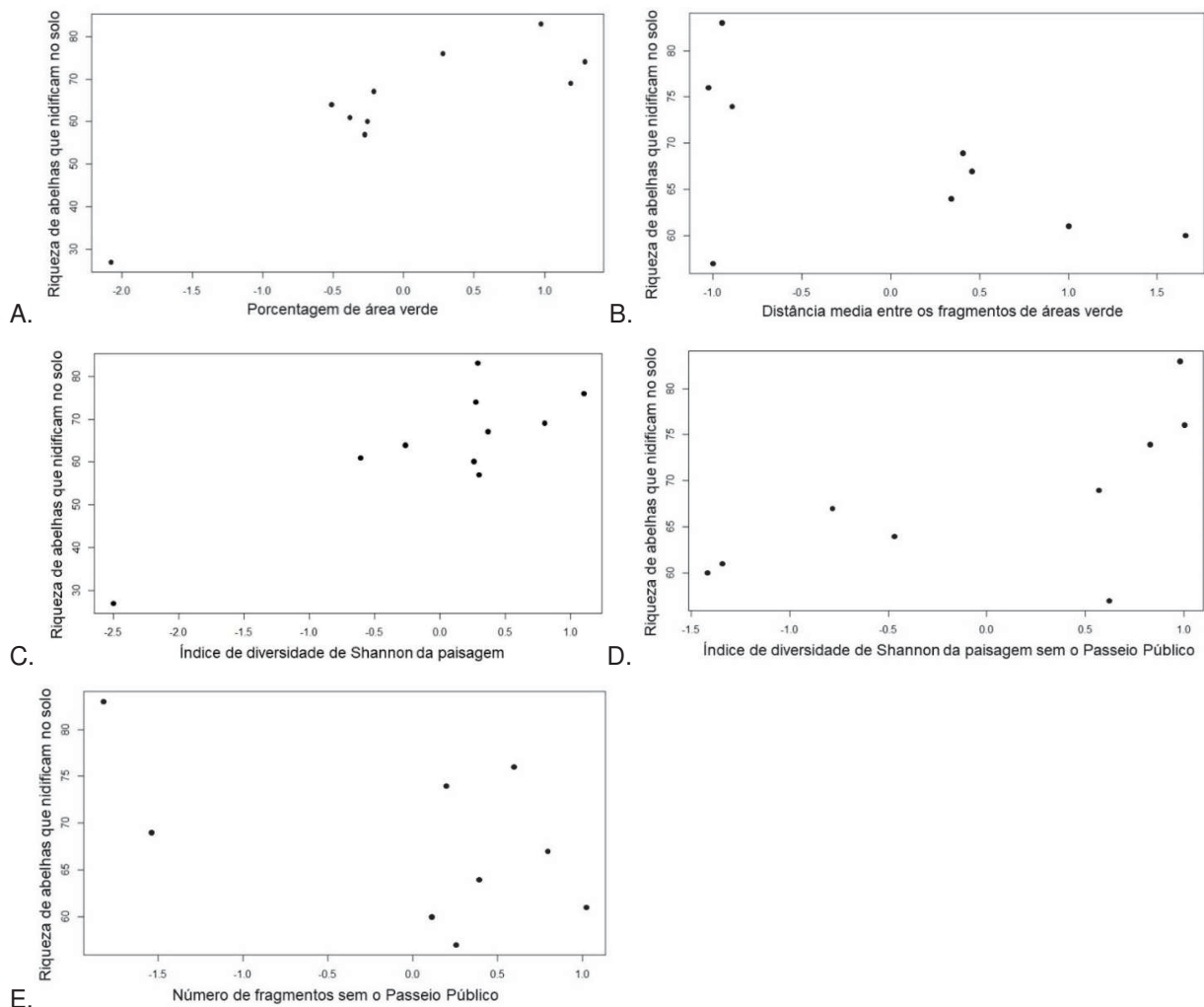
A riqueza das abelhas poliléticas foi influenciada tanto por PLAND_VER quanto por SHDI. Porém os modelos demonstram que os dados praticamente não variaram sem a área do Passeio Público nas análises (FIGURA 20A, FIGURA 20B). Nenhum modelo foi selecionado sem esta área na seleção de modelos e nenhuma análise de resíduos demonstrou resultados satisfatórios.

FIGURA 20 – MODELOS ENTRE RIQUEZA DE ABELHAS POLILÉTICAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



A variável de riqueza das abelhas que nidificam no solo foi influenciada pela porcentagem de área verde com e sem área do Passeio Público nas análises (FIGURA 21A), sendo a variável da distância entre os fragmentos também importante neste último caso (FIGURA 21B). Com relação aos modelos selecionados onde SHDI esteve entre as variáveis analisadas, a escala em que SHDI foi selecionada variou nas análises com e sem a área do Passeio Público, passando para 2km nesta última (FIGURA 21C, FIGURA 21D). As variáveis da distância média entre os fragmentos de área verde a 1km e o formato médio das manchas de habitat arbóreo a 500 metros também foram selecionados em conjunto com SHDI nas análises com o Passeio Público. Nas análises sem o Passeio Público, além da variável SHDI, o número de fragmentos também foi relevante (FIGURA 21E).

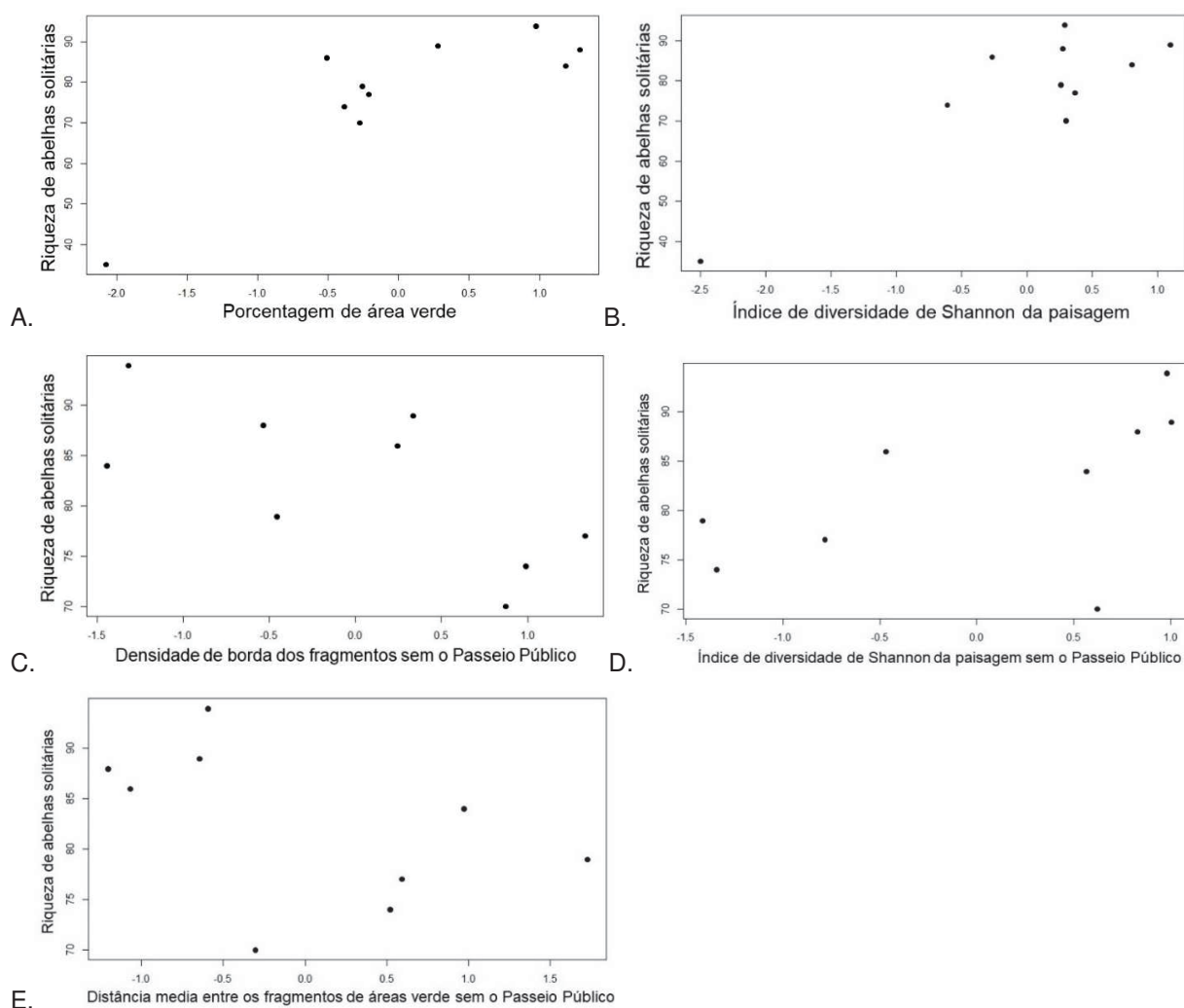
FIGURA 21 – MODELOS ENTRE ABELHAS QUE NIDIFICAM NO SOLO E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. DISTÂNCIA ENTRE OS FRAGMENTOS A 1KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; C. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; D. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; E. NÚMERO DE FRAGMENTOS A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO



A riqueza das abelhas solitárias também foi influenciada tanto por PLAND_VER quanto por SHDI à 500 metros quando todas as áreas foram levadas em consideração (FIGURA 22A e FIGURA 22B). Além destas variáveis, a distância entre os fragmentos a 1km também demonstrou ser relevante em conjunto com ambas. Porém nenhuma análise de resíduos demonstrou ser adequada, o que enfraqueceu as análises, não sendo expostos seus dados neste estudo. Nenhum modelo foi selecionado com PLAND_VER sem a área do Passeio Público, porém três modelos foram selecionados

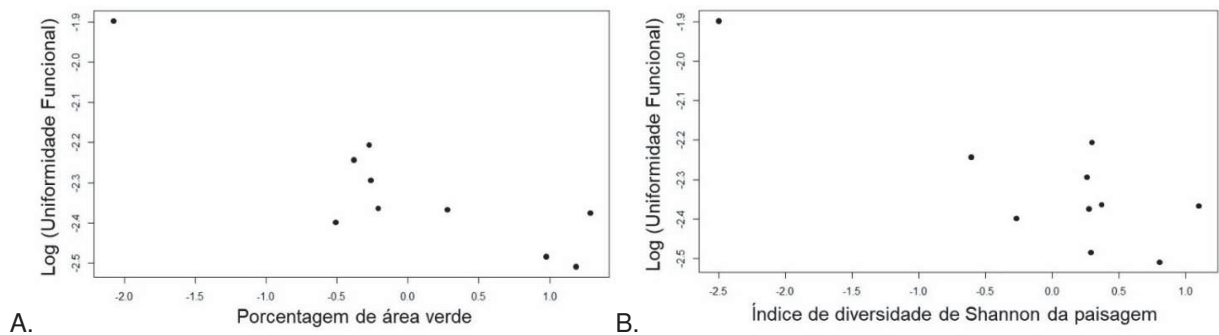
quando SHDI esteve entre as variáveis, respectivamente: densidade de borda dos fragmentos de área verde, índice de diversidade da paisagem e distância entre os fragmentos de área verde (FIGURA 22C a FIGURA 22E).

FIGURA 22 – MODELOS ENTRE RIQUEZA DE ABELHAS SOLITÁRIAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; C. DENSIDADE DE BORDA DOS FRAGMENTOS DE ÁREA VERDE A 500 METROS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; D. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM; E. MÉDIA DAS DISTÂNCIAS EUCLIDIANAS DE CADA FRAGMENTO DE ÁREA VERDE E SEU VIZINHO MAIS PRÓXIMO A 1KM



Quanto à métrica de uniformidade funcional (FEve), foram selecionados modelos com PLAND e SHDI (FIGURA 23A, FIGURA 23B). Quando a área do Passeio Público foi retirada da análise, nenhum modelo foi selecionado. Porém, é possível visualizar que existe uma tendência (existe variação nos dados) de diminuição da uniformidade funcional das abelhas quanto maior a porcentagem de área verde e quanto maior o índice de diversidade da paisagem.

FIGURA 23 – MODELOS ENTRE UNIFORMIDADE FUNCIONAL DE ABELHAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



3.5 DESCRIÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA

Foram incluídos 8.494 espécimes de abelhas nas redes de interações deste estudo. Destes indivíduos, 6.333 são fêmeas e 2.164 machos, representando 282 espécies ao todo. Com relação às plantas, estas totalizaram 260 espécies (material suplementar 6). As espécies de abelhas com poucas coletas e consequentemente com poucas interações, ocorreram preferencialmente em espécies de plantas mais abundantes e normalmente mais generalistas. Para facilitar a compreensão da rede mutualística total foi realizada uma rede bipartida entre os gêneros de abelhas e de plantas por elas visitadas (FIGURA 24).

Os gêneros de abelhas mais abundantes possuem comportamento eussocial. Muitos destes, que apresentaram alta abundância, visitaram gêneros de plantas também abundantes, como por exemplo espécies de Meliponini que ocorreram preferencialmente nas espécies de *Baccharis*. Entretanto, o mesmo não foi registrado para as espécies de

Augochlora. Baccharis foi o gênero que apresentou mais registro de espécies (14) e o maior número de interações (1.325), sendo visitado por uma maior riqueza de abelhas, 126 espécies. Além da interação com espécies de abelhas abundantes, algumas menos comuns (*Habralictus*, *Caenohalictus* e *Hylaeus*) também apresentaram preferência por espécies de *Baccharis*.

Ocorreram preferências específicas na rede: *Tetraglossula anthracina* (única espécie registrada para o gênero *Tetraglossula*) (N = 77) ocorreu apenas no gênero *Ludwigia* (Onagraceae); *Melitoma segmentaria* (única espécie registrada para o gênero *Melitoma*) (N = 40) foi registrada apenas em *Ipomoea* (Convolvulaceae). As espécies de *Thygater* também visitaram basicamente flores de *Ipomoea*. Apesar destes dois gêneros de plantas apresentarem muitas relações com abelhas oligoléticas, *Ludwigia*, representada por apenas cinco espécies, foi visitada por 42 espécies de abelhas (com 536 interações) e *Ipomoea*, com apenas duas espécies, recebeu visita de 36 espécies de abelhas (com 383 interações).

Com relação às famílias das plantas, Asteraceae apresentou mais interações (4.137), com 72 espécies distribuídas em 46 gêneros; seguida de Onagraceae (537), com praticamente apenas as espécies de *Ludwigia*; Fabaceae (510) com 27 espécies; Convolvulaceae (382) com apenas as duas espécies de *Ipomoea*; Anacardiaceae (318) com quatro espécies; Lamiaceae (296) com 12 espécies. As demais tiveram menos de 230 interações.

Foi obtido o valor de centralidade por grau para cada espécie de abelha. A tribo Meliponini se destaca, com metade das espécies coletadas (oito) apresentando valores maiores que 0,1, ou seja, visitam mais que 10% das espécies de plantas da rede (TABELA 6). As 16 espécies de meliponíneos aqui registradas visitaram 170 espécies de plantas, o que representa 66% do total da rede e valor médio de 30 espécies de plantas visitadas por espécie de abelha (FIGURA 25). Para uma avaliação meramente comparativa, foram obtidos os valores de centralidade por grau para o grupo de abelhas oligoléticas, as quais possuem a maior restrição alimentar dentre as abelhas. Nenhuma espécie oligolética apresentou valores de centralidade por grau maior ou igual a 0,1. Foram coletadas 57 espécies de abelhas oligoléticas, as quais visitaram 105 espécies de plantas (41% da rede), com uma média de quatro por espécie de abelha.

Foram obtidos os valores do índice de especialização (d') para todas as espécies de abelhas para a rede da grande Curitiba (material suplementar 2). Os índices de especialização das espécies que apresentaram os maiores valores de centralidade por grau foram descritos (TABELA 6). A maioria das abelhas possuem valores de d' entre 0,15 e 0,6 para a rede total (FIGURA 26). Assim, espécies com valores acima de 0,6 poderiam ser consideradas como mais especialistas e abaixo de 0,15 mais generalistas. Das 20 espécies que possuem valores maiores que 0,6, nove são oligoléticas. Os índices de especialização dos meliponíneos, grupo considerado mais generalista, não estão entre os mais baixos em relação à toda a assembleia, apenas *Scaptotrigona postica* (Latreille, 1807) apresentou um valor baixo 0,12, enquanto a segunda espécie com menor valor foi *P. subnuda* (0,30). Também, nenhum Meliponini apresentou valores acima de 0,6, para *Plebeia remota* (Holmberg, 1903) foi 0,56, seguida de *Melipona* (*Eomelipona*) *bicolor* Lepeletier, 1836 com 0,55 e *Partamona helleri* (Fries, 1900) com 0,48.

TABELA 6 – ESPÉCIES DE ABELHAS QUE APRESENTARAM VALORES DE CENTRALIDADE POR GRAU IGUAL OU MAIOR QUE 0,1 PARA A REDE MUTUALÍSTICA OBTIDA NESTE ESTUDO COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE ABUNDÂNCIA E ÍNDICE DE ESPECIALIZAÇÃO (d')

Espécie de abelha	Centralidade por grau	Abundância	Índice de especialização
<i>Trigona spinipes</i>	0,39	573	0,47
<i>Paratrigona subnuda</i>	0,27	581	0,30
<i>Augochlora daphnis</i>	0,27	547	0,28
<i>Tetragonica fiebrigi</i>	0,24	344	0,39
<i>Plebeia emerina</i>	0,23	229	0,40
<i>Bombus pauloensis</i>	0,20	152	0,34
<i>Bombus morio</i>	0,19	155	0,44
<i>Neocorynura codion</i>	0,18	299	0,34
<i>Augochlora iphigenia</i>	0,18	276	0,32
<i>Dialictus sp. 12</i>	0,17	156	0,24
<i>Auochloropsis brachycephala</i>	0,17	169	0,44
<i>Ceratina stilbonota</i>	0,15	141	0,30
<i>Augochlora phoemonoe</i>	0,15	74	0,22
<i>Megachile apicipennis</i>	0,15	163	0,32
<i>Dialictus opacus</i>	0,14	143	0,42
<i>Dialictus sp. 07</i>	0,14	114	0,26
<i>Dialictus sp. 02</i>	0,14	173	0,30
<i>Ceratina sclerops</i>	0,13	92	0,28
<i>Ceratina richardsoniae</i>	0,13	100	0,33
<i>Ceratina sp. 03</i>	0,12	158	0,43
<i>Augochloropsis sparsilis</i>	0,11	102	0,39
<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	0,11	267	0,46
<i>Schwarziana quadripunctata</i>	0,10	104	0,33
<i>Augochlora morrae</i>	0,10	73	0,25
<i>Dialictus sp. 15</i>	0,10	31	0,22
<i>Melipona quadrifasciata</i>	0,10	69	0,48
<i>Partamona helleri</i>	0,10	60	0,48
<i>Pseudagapostemon pruinosus</i>	0,10	166	0,37

FIGURA 25 – REDE DE INTERAÇÃO MUTUALÍSTICA ENTRE ABELHAS E PLANTAS NAS DEZ ÁREAS AMOSTRAIS COM DESTAQUE EM VERMELHO PARA AS INTERAÇÕES REALIZADAS PELOS MELIPONÍNEOS

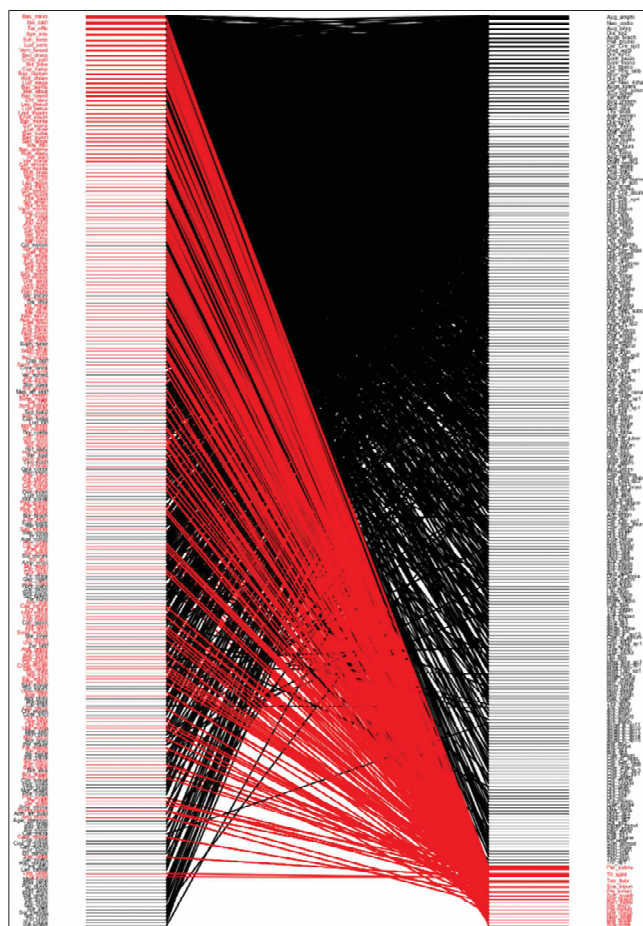
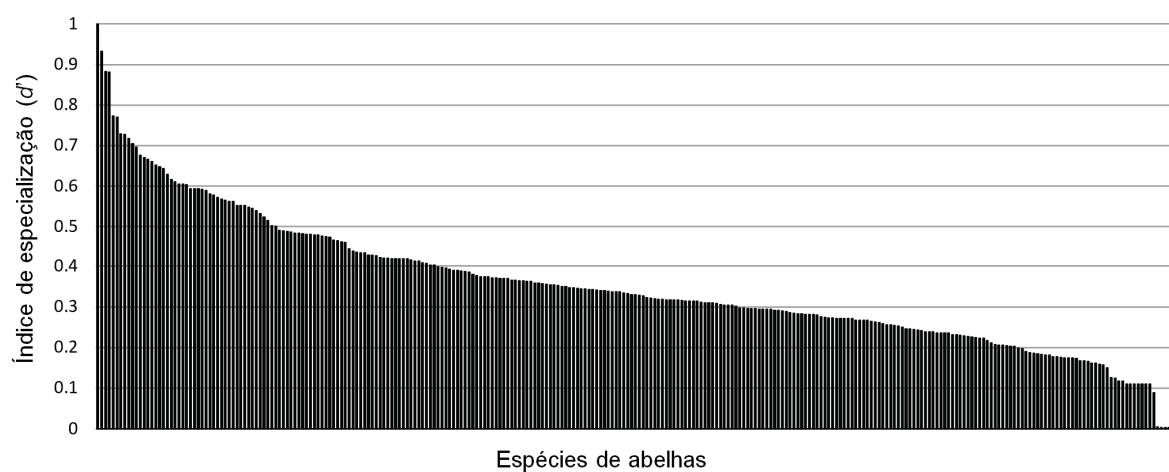


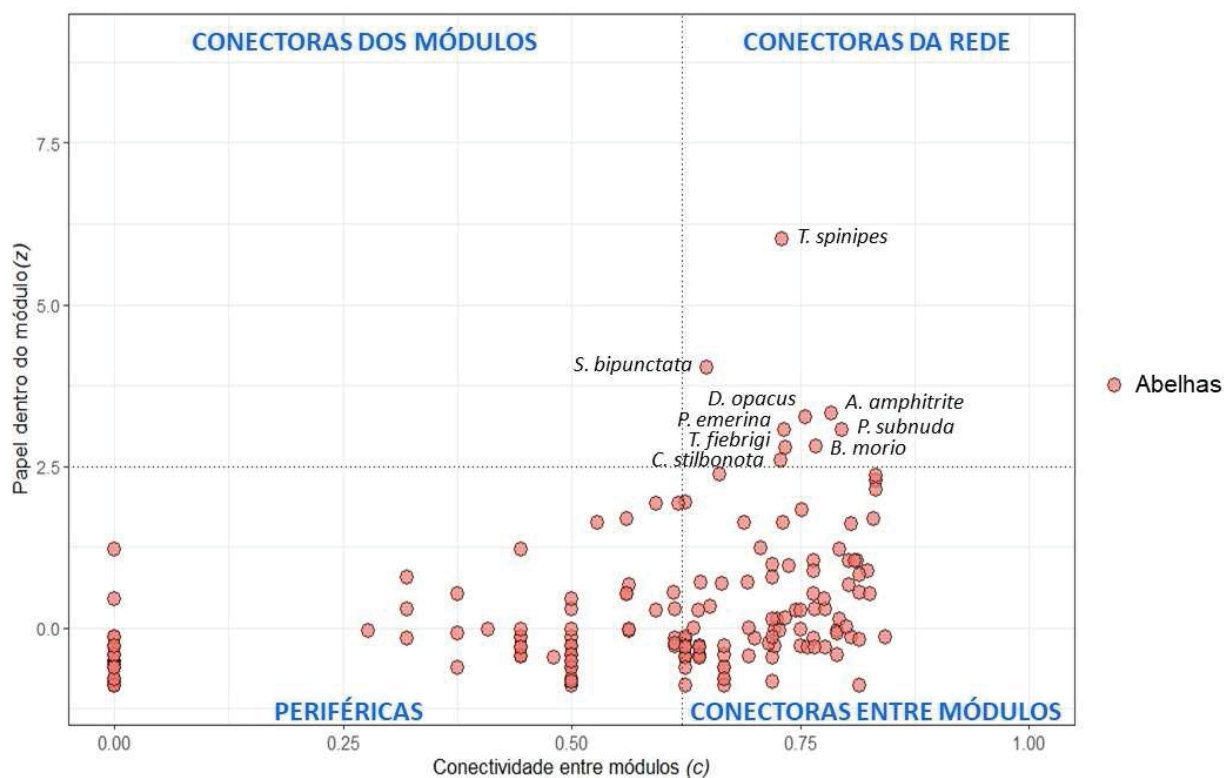
FIGURA 26 – VARIAÇÕES NOS ÍNDICES DE ESPECIALIZAÇÃO DAS ESPÉCIES DE ABELHAS



A análise de modularidade da rede da grande Curitiba realizada com os dados dos exemplares fêmeas formou sete módulos (material suplementar 7). Houve alguns mais estruturados com relação aos gêneros tanto de abelhas quanto de plantas (bem como quanto à tribo no caso dos Meliponini). Alguns gêneros se destacam, por exemplo, sete das onze espécies de *Augochlora* pertencem ao mesmo módulo, as demais que se encontram em módulos diferentes possuem pouquíssimas coletas, dificultando suas organizações dentro dos módulos. No mesmo módulo onde estão as espécies de *Augochlora* também se encontram diversas outras espécies de Halictinae que apresentaram alta abundância: 11 das 20 espécies de *Dialictus* e três das quatro espécies de *Augochlorella*, além de *N. codion*. No outro módulo onde oito das 15 espécies de Meliponini se encontram, estão oito das 14 espécies de *Baccharis* coletadas, bem como a maioria das espécies de *Hylaeus* e todas de *Habralictus*. No módulo onde estão as cinco espécies de *Ludwigia*, encontram-se 20 das 57 espécies de abelhas oligoléticas.

Foi realizado um *z-c plot* para visualizar os diferentes graus de conectividade de cada espécie de abelha dentro da rede a partir dos seus respectivos valores de *c* e *z* (FIGURA 27). As espécies conectoras da rede são espécies consideradas supergeneralistas, as quais, além de serem importantes dentro do seu módulo, também conectam outros. A maioria das abelhas possui alta conectividade entre módulos, demonstrando que realizam a maioria das interações com plantas que se encontram fora dos seus módulos. As espécies periféricas representam 60,9% do total. Destas, *T. anthracina* se destaca, pois apesar de ter 77 coletas, possui o valor de *c* igual a zero.

FIGURA 27 – Z-C PLOT COM O PAPEL DAS ESPÉCIES DE ABELHAS NA REDE DE INTERAÇÃO OBTIDA APENAS COM EXEMPLARES FÊMEAS PARA A REGIÃO DE ESTUDO. DESTAQUE PARA AS ESPÉCIES CONECTORAS DA REDE



3.6 EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES MUTUALÍSTICAS

Os valores do índice de especialização de rede (H_2') e de modularidade (Q) variam para redes apenas com exemplares de abelhas fêmeas e para redes compostas por toda a assembleia (TABELA 7).

TABELA 7 – ÁREAS COM OS RESPECTIVOS VALORES DE ÍNDICE DE ESPECIALIZAÇÃO DE REDE PARA TODA A ASSEMBLEIA DE ABELHAS ($H2'$), APENAS PARA A REDE COM FÊMEAS ($H2'$ FÊMEAS), MODULARIDADE (Q) E MODULARIDADE PARA A REDE APENAS COM FÊMEAS (Q FÊMEAS). AS ÁREAS ESTÃO DISPOSTAS DE ACORDO COM OS VALORES DE $H2'$

Áreas	$H2'$	$H2'$ fêmeas	Q	Q fêmeas
PP	0.540	0.523	-22.361	-18.262
CJB	0.488	0.520	-35.235	-33.208
SJP	0.478	0.425	-44.112	-44.862
PATU	0.426	0.432	-40.742	-38.784
PIGUA	0.406	0.415	-39.038	-35.355
PTI	0.406	0.409	-34.636	-35.317
PTA	0.395	0.395	-36.063	-30.057
QGEN	0.386	0.392	-46.820	-39.912
QMAN	0.385	0.425	-41.981	-40.431
QGAC	0.383	0.403	-45.574	-38.401

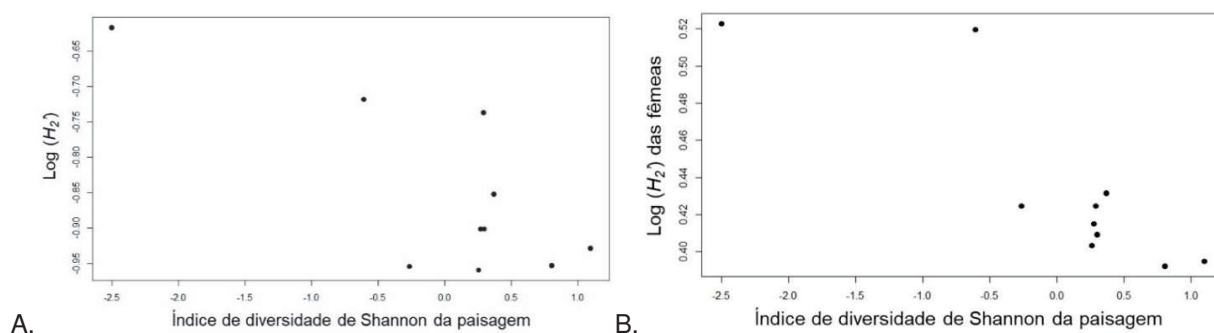
Os modelos lineares generalizados (GLM) com as variáveis respostas de rede (índice de especialização e modularidade) foram realizados da mesma maneira que as análises com os dados de riqueza das abelhas. Primeiro a seleção de modelos foi realizada com a variável PLAND_VER presente entre as variáveis preditoras e depois com SHDI (TABELA 8).

TABELA 8 – RESULTADOS DOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS QUE VERIFICARAM O EFEITO DAS VARIÁVEIS DA PAISAGEM SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES MUTUALÍSTICAS, COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE PESO DE EVIDÊNCIA (w_i) E ÂNGULOS DA RETA DA REGRESSÃO (α)

Variável resposta/preditora selecionada	w_i	α
* Iniciando a escolha das variáveis com PLAND_VER		
Modularidade (Q) - macho e fêmea		
PLAND_VER_0.5	0.614	-5.234
Modularidade (Q) - fêmea		
PLAND_VER_0.5	0.603	-5.048
* Iniciando a escolha das variáveis com SHDI		
Índice de especialização de rede (H_2') - macho e fêmea		
SHDI_0.5	0.629	-0.092
Índice de especialização de rede (H_2') - fêmea		
SHDI_0.5	0.925	-0.041
Modularidade (Q) - macho e fêmea		
SHDI_0.5	0.361	-5.416
NP_VER_2	0.241	5.243
SHDI_0.5+NP_VER_2	0.137	-3.623 3.237
Modularidade (Q) - fêmea		
NP_VER_2	0.439	5.378
SHDI_0.5	0.226	-5.042
Sem a área do Passeio Público		
* Iniciando a escolha das variáveis com SHDI		
Índice de especialização de rede (H_2') - fêmea		
SHDI_0.5	0.788	-0.031

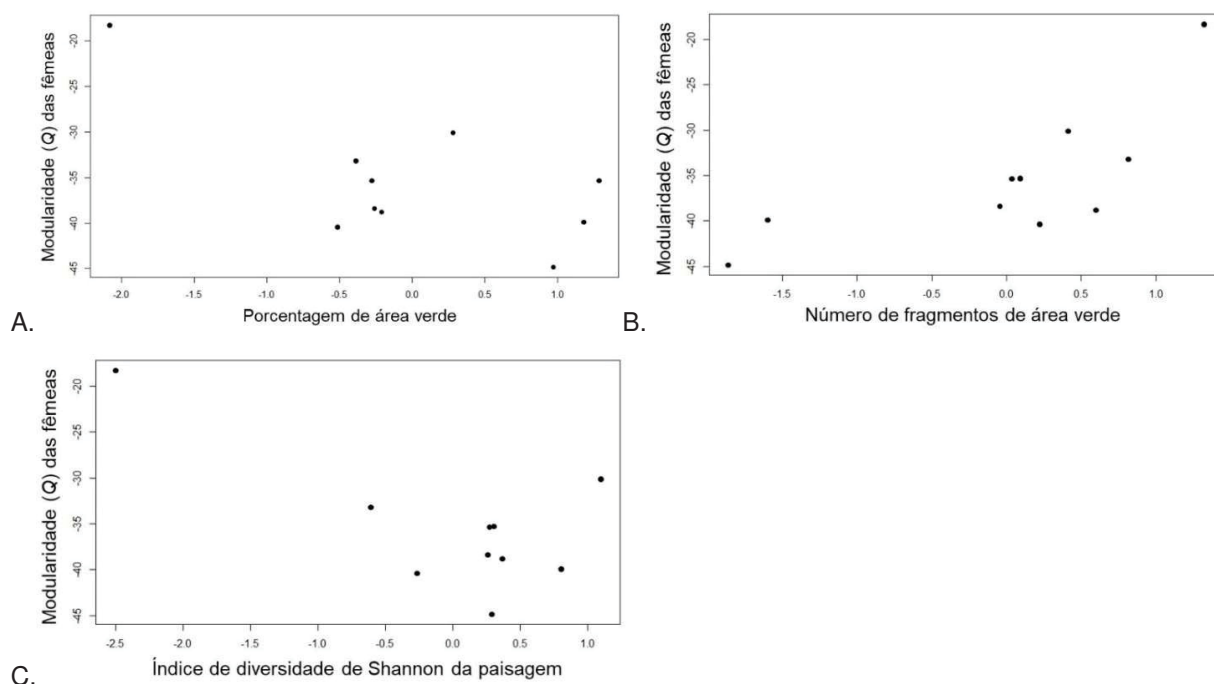
O índice de especialização de rede (H_2') não foi influenciado pela proporção de área verde. Por outro lado, respondeu ao índice de diversidade da paisagem a 500 metros, tanto nas análises com toda a assembleia de abelhas quanto apenas com as fêmeas (FIGURA 28A, FIGURA 28B), sendo variáveis inversamente proporcionais. Quando se retirou a área do Passeio Público da análise, apenas a rede com dados das fêmeas respondeu à variável SHDI. Isso ocorre provavelmente porque a área do Campus Jardim Botânico também possui um valor de H_2' muito acima dos valores das demais áreas (FIGURA 28B).

FIGURA 28 – MODELO ENTRE O ÍNDICE DE ESPECIALIZAÇÃO DE REDE E: A. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS APENAS COM OS DADOS REFERENTES ÀS FÊMEAS



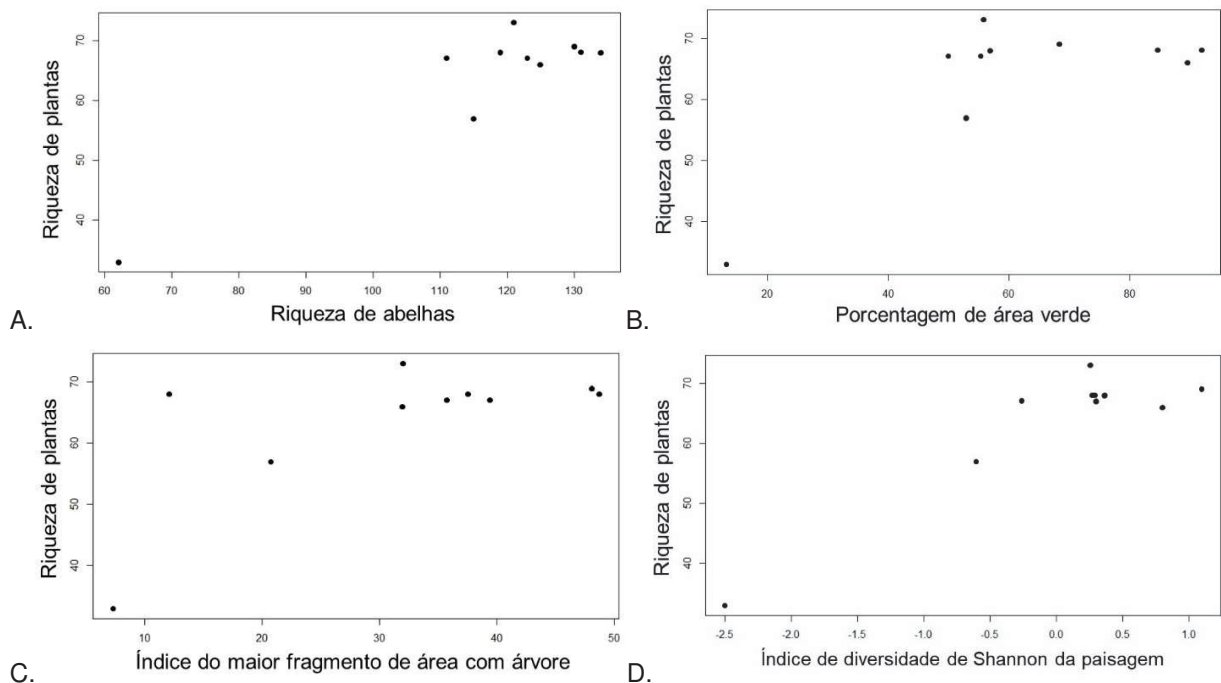
A modularidade da rede (Q), com os dados das fêmeas, foi inversamente proporcional a PLAND_VER e SHDI (FIGURA 29A, FIGURA 29C), mas diretamente proporcional ao número de fragmentos (FIGURA 29B). Nenhum modelo foi selecionado quando a área do Passeio Público foi retirada da análise. Os resultados das análises com toda a assembleia (machos e fêmeas) foram semelhantes.

FIGURA 29 – MODELO ENTRE A MODULARIDADE DA REDE COM OS DADOS REFERENTES ÀS FÊMEAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. NÚMERO DE FRAGMENTOS A 2KM; C. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



Quanto à relação entre a riqueza das abelhas e a riqueza das plantas por elas utilizadas, verifica-se que existe uma relação direta entre elas ($R^2= 0.85$; $p=0.0001$) (FIGURA 30A). Desta forma, justifica-se avaliar se a riqueza de plantas está relacionada às variáveis preditoras de paisagem. As análises realizadas com PLAND_VER entre as variáveis preditoras apresentou modelos selecionados com PLAND_VER a 500 metros, bem como com o índice do maior fragmento de árvore (LPI) na mesma escala (FIGURA 30B, FIGURA 30C). Nas análises com SHDI entre as variáveis preditoras, esta também foi selecionada (FIGURA 30D). Porém, nenhuma análise de resíduos apresentou resultados acurados. Nenhum modelo foi selecionado ao retirar a área do Passeio Público da análise, uma vez que sem esta área a variação dos dados é muito baixa.

FIGURA 30 – A. REGRESSÃO LINEAR SIMPLES ENTRE A RIQUEZA DAS ABELHAS E A RIQUEZA DAS PLANTAS POR ELAS UTILIZADAS; MODELO DA REGRESSÃO LINEAR GENERALIZADA ENTRE A RIQUEZA DAS PLANTAS E: B. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; C. O ÍNDICE DO MAIOR FRAGMENTO DE ÁRVORE A 500 METROS; D. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



4 DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ABELHAS DA GRANDE CURITIBA E SUAS MODIFICAÇÕES HISTÓRICAS

Este estudo apresentou o maior levantamento de abelhas já registrado para Curitiba e região metropolitana, com 15% da fauna de abelhas já catalogada para o país (LAROCA 1974, TAURA 1990, BARBOLA e LAROCA 1993, TAURA e LAROCA 2001, WEISS 2008, HAKIM e LAROCA 2010, MARTINS et al. 2013, CARDOSO e GONÇALVES 2018, DISCOVER LIFE 2020). A assembleia possui poucas espécies dominantes, a maioria com algum grau de eussocialidade, e uma longa cauda de espécies raras, onde apenas 6% compõem mais da metade das ocorrências (abundância total), um padrão comum em levantamentos com abelha (WILLIAMS et al. 2001, ROLLIN et al. 2015). Entretanto, diferente de estudos realizados na Europa, onde a fauna apícola dominante é composta por Halictinae eussociais (FORTEL et al. 2014, GESLIN et al. 2016), neste estudo, assim como em outros levantamentos realizados no Brasil, algumas espécies de Meliponini foram mais abundantes (ZANETTE et al. 2005, KLEINERT e GIANNINI 2012). As espécies que tiveram apenas um exemplar (*singleton*) representaram 17% da assembleia, valor sutilmente menor do obtido por outros levantamentos provavelmente devido à grande amostragem (ROLLIN et al. 2015, BANASZAK-CIBICKA e ŽMIHORSKI 2020).

Muitos trabalhos buscam compreender as respostas das abelhas frente a processos antrópicos apenas através de medidas de riqueza e abundância da assembleia, porém estes valores escondem as respostas de cada espécie, as quais podem trazer novas compreensões e esclarecimentos (CARIVEAU e WINFREE 2015). Os meliponíneos merecem atenção especial pois podem ser criados em caixas racionais e serem transportados para diversas regiões do país, promovendo a disseminação de espécies exóticas invasoras e causando inúmeros prejuízos ecológicos e econômicos (GELDMANN e GONZÁLEZ-VARO, 2018, AIZEN et al., 2018, GRAF et al. 2020). A única espécie de Meliponini considerada exótica à região por ser nativa do nordeste brasileiro, registrada aqui pela primeira vez, é *Melipona (Michmelia) scutellaris* Latreille, 1811 (ALVES et al. 2012, GRAF et al. 2020). Outras espécies que não haviam sido antes

registradas na literatura, como *Scaptotrigona postica*, que possui distribuição tropical (CAMARGO e PEDRO 2013) e *Nannotrigona testaceicornis*, ocorreram praticamente em apenas uma área amostral, sugerindo se tratar de operárias advindas de caixas de criação. Além dessas, foram coletadas duas espécies de *Plebeia* que são relativamente comuns ao redor de Curitiba e que tinham registro apenas para Tunas do Paraná (WEISS 2008): *Plebeia droryana* (Friese, 1900) e *P. remota*.

Melipona bicolor foi amostrada com apenas dois exemplares, tendo sido previamente registrada na cidade apenas em 1963 (LAROCA 1974). Entretanto, existem registros mais recentes desta espécie para a região metropolitana, na Lapa e em Tunas do Paraná (BARBOLA e LAROCA 1993, WEISS 2008). Por nidificar em árvores de maior diâmetro, preferencialmente próximo ao solo, deve ser uma espécie sensível à urbanização, a qual foi mais intensa em Curitiba após a década de 1970 (OLIVEIRA 2004, WITTER et al. 2009). Atualmente se encontra na categoria “EN – em perigo” de acordo com a lista das espécies ameaçadas do Paraná (DIÁRIO OFICIAL 2004). Sendo assim, meliponários na região, que já possuam suas colméias em caixas racionais, devem ser cautelosos para manter e perpetuar suas colônias.

Outra espécie de Meliponini que se encontra na lista das espécies ameaçadas do Paraná, na categoria “VU – vulnerável”, é *Schwarziana quadripunctata* (DIÁRIO OFICIAL 2004), a qual foi bem amostrada neste estudo. Porém, tanto esta espécie quanto *Paratrigona subnuda*, apesar dos altos valores de abundância, ocorreram apenas em áreas com predominância de Floresta Ombrófila Mista Montana. Estas duas espécies são os únicos meliponíneos registrados que nidificam no solo e ambas utilizam ninhos abandonados de formigas (LUZ 2011, MOUGA et al. 2014). Provavelmente o fato de não ocorrerem em outras áreas da cidade não esteja associado com a Floresta de Araucária diretamente, uma vez que esta ainda ocorre em diversas localidades, mas sim a questões ecológicas indiretas, como a ocorrência de determinadas espécies de formigas.

Uma espécie que foi amplamente coletada e merece atenção é *Trigona spinipes*. Esta espécie ocorre em grande parte da América do Sul, tendo sido registrada em 64% das amostragens realizadas ao longo do país (KLEINERT e GIANNINI 2012). Por construir ninhos expostos, se dispersa facilmente em ambientes alterados (JAFFÉ et al. 2016). Levantamentos recentes apontam o aumento considerável de sua abundância e

dominância para a grande Curitiba (MARTINS et al. 2013, CARDOSO e GONÇALVES 2018), bem como para outras cidades brasileiras (ZANETTE et al. 2005, JAFFÉ et al. 2016). Como esta espécie não é utilizada na meliponicultura, este aumento reflete sua resposta natural. *Trigona spinipes* é considerada generalista e polinizadora efetiva de diversas culturas, como café, girassol, cenoura, laranja, entre outras (NGO et al. 2011, KLEINERT e GIANNINI 2012, GIANNINI et al. 2014), podendo, deste modo, ser considerada como *rescue pollinator* para ambientes degradados (JAFFÉ et al. 2016).

Duas espécies de *Bombus* com registros anteriores para a região, mas que não foram coletadas, são: *Bombus (Fervidobombus) bellicosus* Smith, 1879 e *Bombus (Fervidobombus) brasiliensis* Lepeletier, 1836. A primeira, muito comum antigamente, tem o estado do Paraná como a região mais ao norte de sua área de distribuição e não ocorre mais na cidade provavelmente devido às mudanças climáticas (MARTINS et al. 2015). A segunda possui distribuição mais tropical e ocorre preferencialmente nas áreas de influência da Floresta Atlântica. No Paraná já foi registrada em Almirante Tamandaré, Tunas do Paraná e no Alto da Serra (Marumbi) (WEISS 2008, MOURE e SAKAGAMI 1962).

Quanto às demais espécies que possuem comportamento primitivamente eussocial, *Augochlora daphnis* se destaca com alta abundância apenas em levantamentos recentes na região (MARTINS et al. 2013, CARDOSO e GONÇALVES 2018). Ocorreu em maior abundância na área do Passeio Público, o que demonstra sua capacidade de sobreviver em ambientes altamente urbanizados, podendo ser considerada oportunista nestes ambientes. Além de *A. daphnis*, *Augochlorella ephyra*, *Augochlorella urania* (Smith, 1853) e *Dialictus opacus* também tiveram coletas desproporcionais no Passeio Público em relação às demais áreas. Estas espécies deveriam ser mais estudadas para verificar seus potenciais como indicadoras de ambientes antropizados.

Algumas espécies merecem atenção por serem propensas à extinção local, sendo elas: *Anthophora (Mystacanthophora) paranensis* Holmberg, 1903 registrada dentro da cidade apenas até a década de 1960 e na grande Curitiba até a década de 1980 (LAROCA 1974, MARTINS et al. 2013); *Gaesischia fulgurans* (Holmberg, 1903), antigamente abundante na região, apresentou apenas três registros e *Thectochlora*

basiatra (Strand, 1910), a qual também era comum, não foi registrada. Estas duas últimas podem já estar extintas em algumas localidades de suas áreas de distribuição (BARBOLA e LAROCA 1993, MARTINS et al. 2013, CARDOSO e GONÇALVES 2018). *Hylaeus cecidonastes* Moure, 1972, classificada como “EN – em perigo” (DIÁRIO OFICIAL 2004), teve um registro no Parque Tanguá, área onde também foi coletada *S. quadripunctata*, classificada como “VU – vulnerável”. Isso exemplifica o potencial que áreas verdes urbanas possuem como refúgio para espécies ameaçadas (HALL et al. 2016).

Neste estudo foram encontradas poucas espécies de abelhas exóticas, apesar de estudos recentes mostrarem que cidades podem ser ambientes propícios para sua entrada e estabelecimento (FITCH et al. 2019). Além de *A. mellifera* e *M. scutellaris*, tivemos apenas o registro de *Anthidium manicatum* (Linnaeus, 1758). Esta é nativa da Europa, norte da África e oeste da Ásia, tendo sido registrada para a cidade deste 1940 (MOURE 1943, GIBBS e SHEFFIELD 2009). Por ser solitária, ter baixas densidades populacionais e restrições quanto ao uso de recurso floral, está classificada na categoria D2 (população autossustentável distante do ponto de introdução) e não na categoria máxima de invasão (E), de acordo com a classificação de Blackburn e colaboradores (2011) (GRAF et al. 2020).

A variação de riqueza entre as áreas demonstrou que apenas o Passeio Público possui um valor discrepante das demais. Por ser uma área extremamente urbanizada, além de menos espécies, apresentou uma assembleia distinta, com maiores proporções de alguns traços funcionais. As abelhas poliléticas representaram mais de 90% da sua assembleia, enquanto nas demais áreas este valor variou de 70% a 80%. Foi a única área que apresentou mais espécies que nidificam fora do solo em relação às que nidificam no solo, 55% (nas demais este valor variou de 31% a 44%). Também foi a área com maior proporção de espécies eussociais, 42% (valor que variou entre 24% a 32% nas demais áreas). Apesar da baixa riqueza, o Passeio Público apresentou um valor de equabilidade superior ao Parque Tanguá e ao Parque Tingui, áreas muito menos urbanizadas. Isso demonstra que a dominância de certas espécies na assembleia de cada área não está relacionada diretamente aos processos de urbanização, mas sim à abundância de espécies eussociais, valor que varia com a quantidade de ninhos próximo ao local de coleta e com o tamanho populacional destes ninhos.

Contrapondo a área do Passeio Público, São José dos Pinhais possui uma das maiores extensões de área verde, o que contribuiu para que apresentasse a maior riqueza de abelhas como um todo. Também foi a área com um dos valores mais altos de equabilidade devido à baixa abundância de Meliponini, resultando assim na maior diversidade de espécies dentre as áreas. O diagrama de dispersão realizado auxiliou muito a compreensão dos índices de diversidade obtidos (MELO 2008). Além da baixa abundância de Meliponini, São José dos Pinhais também apresentou a menor riqueza de abelhas deste grupo. Poucas espécies de meliponíneos já haviam sido documentadas nesta área em levantamentos anteriores (MARTINS et al. 2013). Neste estudo foram coletadas cinco e em 2004-2005 apenas três. Esta baixa riqueza está provavelmente relacionada à grande extensão de campo natural que esta área apresenta (a maior dentre as áreas amostrais deste estudo), o que diminui a disponibilidade de cavidades de nidificação utilizada pela maioria dos meliponíneos. Além disso, foi a área com a maior riqueza de abelhas que nidificam no solo, traço funcional relacionado a áreas abertas.

Houve bastante variação em relação à composição das espécies presentes em cada área, a qual pôde ser mais bem compreendida com as análises de agrupamento e modularidade. Estas mostraram a relação da assembleia com as fitofisionomias que ocorrem ao longo da cidade. Em ambas análises, as áreas que possuem predominância de Floresta Ombrófila Mista Montana se agruparam. Apesar das duas espécies de Meliponini que nidificam no solo ocorrerem com muita abundância nessas áreas, a análise realizada apenas com a presença das espécies não apresentou resultado diferente. As duas áreas que possuem maior predominância de elementos da fitofisionomia de Campo Natural, São José dos Pinhais e Quartel General, também se agruparam. Ainda, esta última se uniu ao Campus Jardim Botânico/UFRP pela análise de agrupamento, a qual também possui vegetação de campo relictual, sendo historicamente a fitofisionomia dominante do local (HAKIM e LAROCCA 2010). Outras áreas que possuem um mosaico maior dessas fitofisionomias acabaram se misturando nos agrupamentos formados. Portanto, apesar da paisagem atual estar muito modificada do que seria sua configuração original, ainda foi possível verificar a relação das abelhas com as fitofisionomias as quais estão imersas.

4.2 INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS E SEUS GRUPOS FUNCIONAIS

Com relação às análises realizadas para verificar a influência da estrutura da paisagem urbana sobre as variáveis biológicas selecionadas, a porcentagem de área verde e o índice de diversidade de Shannon da paisagem foram as variáveis preditoras mais explicativas. A primeira representa a quantidade de habitat, sendo a variável da paisagem mais utilizada para explicar a variação da riqueza de espécies em inúmeros táxons, inclusive em abelhas (FAHRIG 2003, CALVILLO et al. 2010). A segunda demonstra a importância da heterogeneidade ambiental para a conservação deste grupo, que provavelmente se beneficia das três classes de vegetação tanto para alimentação quanto para nidificação (AGUIRREZ-GUTIÉRRES et al. 2015, BOSCOLO et al. 2017, NERY et al. 2018). A relevância desta variável indica que as áreas abertas e campestres também têm valor ecológico para as abelhas, suplementando o habitat para este grupo (NERY et al. 2018), devendo ser assim consideradas em projetos ambientais. Além disso, o incremento de flora apícola em áreas abertas homogêneas (em relação às plantas), aumentaria a riqueza deste grupo, auxiliando sua manutenção em áreas urbanas (HALL et al. 2016, PLASCENCIA e PHILPOTT 2017, WENZEL et al. 2020).

Assim como as abelhas, outros animais, incluindo polinizadores, também podem se beneficiar com a heterogeneidade de classes da paisagem (MOREIRA et al. 2015). Por outro lado, outros animais, como aves por exemplo, demonstraram aumentar sua riqueza com uma maior quantidade de áreas florestais em ambientes urbanos (SCHNEIBERG et al. 2020). Neste estudo, esta classe de vegetação sozinha não demonstrou ser importante para a manutenção da riqueza de abelhas. Dentre as variáveis relacionadas à cobertura arbórea, apenas o formato médio dos fragmentos com árvore (SHAPE_MN_ARV) foi selecionada em algumas análises realizadas, mas nunca isoladamente e nem como o modelo mais explicativo. Este resultado revela as diferenças nas necessidades de sobrevivência de cada grupo animal (FAHRIG et al. 2011, BOSCOLO et al. 2016), demonstrando que cada grupo demanda projetos de conservação diferenciados.

As abelhas são organismos altamente dependentes da disponibilidade de recursos na proximidade de seus ninhos, assim, mudanças em escala local são altamente

relevantes (FERREIRA et al. 2015). Neste estudo, a escala da paisagem que demonstrou ser mais significativa foi o menor *buffer* avaliado. Ou seja, modificações na paisagem urbana dentro de um raio de 500 metros ao redor do ponto central da coleta promoveram a maior resposta das abelhas, com a perda de espécies mais sensíveis à urbanização. Geslin e colaboradores (2016) também verificaram que a escala de 500 metros foi a que apresentou maior diminuição na riqueza de abelhas. Apesar da capacidade máxima de voo de muitas espécies ser superior a esta escala, provavelmente exista preferência pela utilização de recurso próximo aos ninhos, o que diminui a escala da paisagem à qual respondem (ARAÚJO et al. 2004, WRIGHT et al. 2015, GESLIN et al. 2016).

Além da quantidade de área verde e da heterogeneidade ambiental, também foram selecionadas em alguns modelos as variáveis número de fragmentos e distância entre eles. Entretanto, estas foram selecionadas em escalas maiores, tanto a 1km quanto a 2km. O fato da melhor resposta à estas variáveis ter ocorrido em escalas maiores provavelmente se deve à falta de recurso na proximidade dos ninhos, levando as abelhas a voarem mais longe. Explicações em múltiplas escalas podem parecer confusas, mas mostram a importância das escalas para cada elemento que compõe a paisagem, sendo essenciais para a compreensão do funcionamento de sistemas complexos (MOREIRA et al. 2015).

De acordo com uma das revisões mais recentes sobre a importância dos estudos em múltiplas escalas, existem alguns fatores que podem prejudicar as análises e devem ser levados em consideração (MIGUET et al. 2016). Entre eles, o único que poderia estar interferindo nos resultados deste estudo é a diminuição da variância dos valores da métrica preditora selecionada conforme a escala da análise aumenta, o que levaria à seleção de uma escala menor do que ela de fato é. De acordo com os autores, esta diminuição da variância é comum em estudos multi-escalas. Neste estudo, a variação da variância da porcentagem de área verde entre as escalas selecionadas diminui, porém não acentuadamente, de 548 na escala de 500m para 337 na escala de 2km (material suplementar 8). É importante ressaltar que a variação ainda se manteve alta mesmo na escala de 2km. Ainda, se retirarmos a área do Passeio Público da análise, a variância aumenta quanto maior a escala, não diminui. Com relação à variável índice de diversidade de Shannon da Paisagem, a variância aumentou com e sem a área do

Passeio Público. Isso demonstra que para as métricas mais importantes deste estudo o efeito da diminuição da variância em direção às maiores escalas provavelmente não gerou ruído nas análises.

De acordo com o resultado obtidos neste estudo, referente à qual seria a porcentagem mínima de área verde para a manutenção da riqueza de abelhas, foi observado que só houve uma perda significativa do número de espécies quando esta porcentagem foi inferior à 50% (no raio de 500 metros). Isso porque houve modelos selecionados apenas quando a área do Passeio Público foi incluída na análise, única com menos de 50% de área verde no entorno (13%). Este resultado vai ao encontro dos dados da literatura, os quais demonstram que variações na assembleia de abelhas só começam a ser notadas quando uma localidade possui menos que 40% ou 35% de área verde (FERREIRA et al. 2015, BOSCOLO et al. 2017, WENZEL et al. 2020). Outro resultado interessante se refere à variável índice de diversidade de Shannon da paisagem, uma vez que só houve uma perda significativa de espécies de abelhas quando este índice apresentou um valor muito inferior a um.

Houve bastante diferença na composição das assembleias de abelhas entre as áreas, apesar da baixa variação da riqueza entre elas. Além disso, as áreas mais urbanizadas deste estudo possuem proporções maiores de espécies que pertencem à determinados grupos funcionais, como espécies poliléticas, que nidificam fora do solo e eussociais. Isso mostra que espécies com traços funcionais mais sensíveis ao meio urbano estão sendo substituídas por espécies mais resistentes (HARRISON et al. 2018). Como a riqueza é uma métrica que engloba tanto espécies com traços funcionais sensíveis à urbanização quanto as que não são, torna-se importante analisar subconjuntos específicos de abelhas, como espécies de diferentes grupos funcionais (WENZEL et al. 2010, WINFREE et al. 2011). Também, assim como observado por outros autores, a métrica de diversidade de espécies não foi apropriada para verificar a influência da estrutura da paisagem urbana sobre as abelhas (MARTINS et al. 2017). Isso provavelmente ocorre porque esta métrica engloba tanto riqueza quanto abundância das espécies e, no caso das abelhas, a abundância das poucas espécies altamente eussociais é muito discrepante dos valores das abelhas solitárias, interferindo muito nos valores de diversidade (MELO 2008).

O grupo das abelhas solitárias apresentou uma resposta à urbanização mais semelhante à métrica de riqueza total do que o grupo das abelhas que nidificam no solo e das oligoléticas. Nas análises onde a variável porcentagem de área verde foi selecionada, este grupo perdeu uma quantidade significativa de espécies apenas quando a área do Passeio Público foi incluída na análise. Por outro lado, as abelhas solitárias foram mais sensíveis à heterogeneidade ambiental (representada pelo índice de diversidade da paisagem), diminuindo significativamente sua riqueza mesmo sem incluir a área do Passeio Público na análise. Esse resultado reforça a sensibilidade da maior parte das abelhas a esta variável (BOSCOLO et al. 2017, NERY et al. 2018), uma vez que 70% da assembleia deste estudo foi composta por abelhas solitárias. Dentre os fatores relacionados à sensibilidade deste grupo estão: maior especialização por pólen e outros recursos; baixa abundância relativa das espécies; colônias efêmeras e com poucos indivíduos (MICHENER 2007).

Já as abelhas eussociais não responderam à modificação da paisagem urbana, nem as que apresentam comportamento altamente eussocial nem as primitivamente eussociais, como verificado por outros autores (OLIVEIRA et al. 2009, AGUIRREZ-GUTIÉRRES et al. 2015, FERREIRA et al. 2015, SILVA et al. 2016, CARDOSO E GONÇALVES 2018). No caso das abelhas altamente eussociais (meliponíneos), além de seus ninhos serem perenes, possuem a habilidade de aprovisionar alimento, auxiliando sua sobrevivência nas cidades, onde os recursos muitas vezes são escassos (ZANETTE et al. 2005). As abelhas primitivamente eussociais são normalmente menos citadas nos estudos realizados no Brasil, provavelmente devido à alta abundância de Meliponini (KLEINERT e GIANNINI 2012, AIDAR et al. 2013, BOSCOLO et al. 2017), não sendo, porém, menos importantes. Além disso, muitos estudos comentam apenas sobre as espécies de *Bombus*. Neste estudo, as espécies de Halictinae eussociais demonstraram alta resistência à urbanização, sendo muito importantes para a manutenção da polinização em ambiente urbanos, com muitas espécies, interações e em alguns casos alta abundância mesmo em áreas altamente urbanizadas.

Além das abelhas eussociais, as abelhas que nidificam acima do solo, tanto em cavidade quanto fora de cavidade, também não sofreram influência da paisagem urbana. Entretanto, abelhas que nidificam em cavidade podem responder positivamente à

urbanização, uma vez que muitas espécies conseguem utilizar ocos existentes nas paisagens urbanas para nidificar, por exemplo em edificações, muros ou túmulos (ZANETTE et al. 2005, WENZEL et al. 2020). Porém, uma resposta negativa deste grupo à urbanização é menos provável, mas já foi observada (HARRISON et al. 2018). Estas diferentes respostas relacionadas ao local de nidificação podem estar relacionadas ao nível de urbanização de cada cidade e região (ROCHA-FILHO et al. 2018), ao bioma onde o estudo está sendo conduzido (que podem apresentar uma quantidade maior ou menor de espécies que nidificam em cavidade), bem como à ocorrência ou não de meliponíneos na região.

Porém, mesmo os meliponíneos, um dos grupos mais estudados no Brasil (AIDAR et al. 2013, ZANETTE et al. 2005, SILVA et al. 2016), e que apresentam traços funcionais resistentes ao meio urbano (espécies poliléticas, eussociais e em sua maioria com nidificação em cavidades), possuem espécies que não ocorrem em qualquer nível de urbanização. Por exemplo, espécies com tamanho corporal maior, como *M. bicolor*, nidificam em ocos maiores, precisando de áreas florestais mais conservadas para sobreviver (SILVA 2008). Além disso, mesmo demonstrando maior resistência a distúrbios ambientais a longo prazo, os meliponíneos podem apresentar preferência para nidificar em determinadas espécies vegetais, o que reforça a importância de projetos florestais em ambientes urbanos (AIDAR et al. 2013, FERREIRA et al. 2015).

É possível perceber que os traços funcionais são correlacionados, neste estudo 86% das abelhas solitárias são nidificantes de solo, dois traços que são sensíveis à urbanização, o que reforça a importância da realização de análises separadas (WENZEL et al. 2020). Além disso, nidificação no solo demonstrou ser um traço funcional mais sensível à urbanização do que apenas o comportamento solitário. Isso provavelmente ocorre porque áreas urbanas possuem baixa quantidade e qualidade de áreas abertas não impermeáveis propícias para nidificação (GESLIN et al. 2016, PEREIRA et al. 2020, WENZEL et al. 2020). Esta compreensão auxilia no desenvolvimento de estratégias para a preservação das abelhas em áreas urbanas. Mesmo parques e bosques podem apresentar extensas áreas gramadas ou com solo seco e compactado, oferecendo poucas condições para a sobrevivência da maioria das abelhas, desse modo, melhorias

na qualidade do solo poderiam proporcionar a conservação das abelhas em ambientes urbanos (XIE et al. 2013, ROCHA-FILHO et al. 2018, PEREIRA et al. 2020).

Quanto ao grupo das abelhas classificadas como oligoléticas, todas são solitárias e 92% nidificam no solo. Desta forma, além de serem espécies com requisitos alimentares específicos, os quais ficam mais escassos em áreas mais urbanizadas (CARIVEAU e WINFREE 2015), também possuem correlações evolutivas com os traços citados acima referentes à eussocialidade e à nidificação. Suas espécies também possuem populações menores, mais isoladas e com variação genética baixa, sendo mais sensíveis a perdas populacionais (PACKER et al. 2005). Esta conjunção funcional explica o resultado deste traço ter sido o mais sensível à urbanização neste estudo, tendo chances maiores de sofrer extinções locais, como observado em outros estudos (BIESMEIJER et al. 2006, HARRISON et al. 2018). Alguns autores destacam uma baixa riqueza da tribo Neopasiphaeini (Colletinae) em áreas altamente urbanizadas, tribo em que todos os representantes são oligoléticos (GESLIN et al. 2013, ALMEIDA et al. 2019, THRELFALL et al. 2015, PEREIRA et al. 2020). A riqueza deste grupo diminuiu em três áreas deste estudo que possuem coletas históricas (TAURA e LAROCA 2001, MARTINS et al. 2013, PEREIRA et al. 2020), enquanto no Passeio Público, área mais urbanizada, este grupo já pode estar localmente extinto (TAURA e LAROCA 2001).

A homogeneização biótica engloba todos os processos em que uma comunidade perde suas distinções biológicas em qualquer nível de organização, tanto genético, taxonômico quanto funcional. A homogeneização funcional está relacionada à maior similaridade nos papéis que as espécies possuem em uma comunidade, com a perda de traços únicos (OLDEN e ROONEY 2006). Muitos estudos descrevem a homogeneização biótica funcional provocada pela urbanização apenas como a perda de espécies especialistas em relação às generalistas (DEGUINES et al. 2016, SCHNEIBERG et al. 2020). Porém, este estudo demonstrou que além da perda de espécies de abelhas oligoléticas, outros traços funcionais também estão sendo perdidos com a urbanização, como a nidificação no solo e o comportamento solitário.

Além de analisar cada traço isoladamente, também é possível avaliar a homogeneização biótica funcional por meio da diversidade funcional, que engloba todos os traços em uma única variável (LEGRAS e GAERTNER 2018). Neste estudo foi

avaliada a uniformidade funcional, a qual foi diretamente proporcional à urbanização, demonstrando que muitos traços são perdidos em áreas altamente urbanizadas. Porém, esta variável não respondeu à urbanização na análise sem a área do Passeio Público, provavelmente porque a variação desta métrica ocorre de forma mais sutil do que, por exemplo, dados de riqueza de espécies. Ou seja, é muito mais difícil perder um traço funcional como um todo de uma área do que perder algumas espécies com determinado traço funcional.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA REDE MUTUALÍSTICA DA GRANDE CURITIBA

Quanto à estruturação da rede mutualística, observou-se a relação diretamente proporcional da abundância das espécies com o número de interações, sendo estas em sua maioria com um maior número de espécies, tornando-as mais generalistas. Essa relação se deu tanto por parte das abelhas quanto das plantas, sendo descrita na literatura como “hipótese da abundância-assimetria” (VÁZQUEZ et al. 2007). Neste estudo as espécies de abelhas mais abundantes e mais generalistas (maior valor de centralidade por grau) pertencem aos meliponíneos. Porém, também se destacam espécies primitivamente eussociais de *Augochlora*, *Dialictus* e *Bombus*, bem como *N. codion*. Com relação às plantas, se destacam as espécies de *Baccharis*. Entretanto, estudos demonstram que apenas a abundância não seria responsável por todas as assimetrias observadas em redes mutualísticas e que, por exemplo, correspondências morfológicas e restrições filogenéticas também podem modificar suas estruturas (VÁZQUEZ et al. 2007, BASCOMPTE et al. 2009, GRUCHOWSKI-WOITOWICZ et al. 2020). Na rede obtida para a grande Curitiba observa-se, por exemplo, que *A. daphnis*, uma das abelhas mais abundantes, não teve preferência por espécies de *Baccharis*.

A partir dos resultados obtidos neste estudo verificou-se a importância do índice de especialização das espécies para a compreensão das diferenças nas preferências de cada uma, uma vez que este índice é independentemente da quantidade de indivíduos coletados (KAISER-BUNBURY & BLÜTHGEN 2015). Por exemplo, apesar dos meliponíneos serem considerados extremamente generalistas (MICHENER 2007), a maioria das suas espécies apresentaram $d' > 0,3$, fazendo parte da metade mais

especialista da assembleia. Deste modo, os meliponíneos sozinhos não realizam a polinização de todas plantas, não podendo ser o único grupo a ser considerado em projetos de conservação (KREMEN 2018).

Metade das espécies que foram consideradas muito especialistas de acordo com o índice de especialização ($d' > 0,6$), são abelhas oligoléticas, como era de se esperar, ou seja, possuem restrições quanto ao fornecimento de pólen aos imaturos (MICHENER 2007). Assim, apesar desta rede ter sido obtida com dados de visitação floral, d' foi eficaz em reportar as espécies mais especialistas da região. As duas espécies de abelhas que ocorreram em apenas um gênero, *T. anthracina* e *M. segmentaria*, também apresentaram valores relativamente altos de d' , 0,59 e 0,49 respectivamente. Outros estudos também demonstraram a alta especificidade de abelhas destes gêneros, tanto no Brasil quanto em outras localidades de suas áreas de distribuição (SCHLINDWEIN 2004, JARROD 2016). De acordo com Cane (2020), estas espécies podem ser consideradas monoléticas, uma vez que dependem de apenas um gênero de planta para sua sobrevivência. Por parte das plantas, *Ludwigia* e *Ipomoea* são gêneros conhecidos por serem muito utilizados por abelhas oligoléticas (SCHLINDWEIN 2004, BUSCHINI et al. 2009). Neste estudo, além destas, estes gêneros também foram visitados por muitas abelhas poliléticas, as quais podem ser, muitas vezes, polinizadores efetivos (SCHLINDWEIN 2004). Isso demonstra a importância da manutenção destes gêneros de planta para a região, os quais podem suportar diferentes grupos funcionais de abelhas.

Uma questão importante no debate sobre conservação de abelhas, refere-se à quais devem ser conservadas, as poucas espécies dominantes ou as raras, que compõem a maioria esmagadora. Estudos demonstram que apenas uma fração muito pequena dos visitantes florais é responsável pela polinização da maioria das plantas, fração esta composta basicamente pelas espécies dominantes (CARIVEAU e WINFREE 2015). Entretanto, de acordo com os dados aqui presentes, mesmo as espécies mais abundantes e que consequentemente realizaram mais interações, visitaram entre 10 a 27% das espécies de plantas de toda a rede, com exceção de *T. spinipes* que visitou 39%. Se a assembleia de abelhas fosse composta apenas pelas três espécies mais abundantes (com mais de 500 indivíduos), 60% das espécies de plantas seriam visitadas. Se fosse composta pelas 23 espécies com mais de 100 exemplares, este valor subiria

para 85%. Ou seja, sempre existem espécies de plantas a serem visitadas pelas abelhas mais raras da região. Esta quantidade de plantas subiria ainda mais se considerássemos efetivamente as abelhas que realizam a polinização. Além disso, como demonstrado neste estudo, muitas espécies são altamente seletivas quanto ao recurso floral que utilizam. Em locais onde as espécies dominantes não ocorrem, ou possuem menor riqueza e abundância, as raras ocupam o nicho vago, sendo assim complementares e essenciais para a manutenção regional do serviço de polinização (KREMEN 2018).

Uma revisão realizada no Brasil aponta que *T. spinipes* perde em número de interações apenas para *A. mellifera*, realizando pouco menos de 1/3 do total das interações da rede (KLEINERT e GIANNINI 2012). Na rede obtida para a grande Curitiba *A. mellifera* não foi amostrada e *T. spinipes*, além de mais abundante, apresentou interações com o maior número de plantas (104 espécies). Por outro lado, apesar de apresentar o maior valor de centralidade por grau, seu índice de especialização foi relativamente alto em comparação à rede total (bem como aos demais meliponíneos). Ou seja, ela não utiliza indiscriminadamente os recursos que estão disponíveis no meio, preferindo, neste estudo, espécies de *Baccharis*.

Este gênero de planta foi o mais comum da região e ocorreu em todos os meses do ano em alta abundância, realizando mais interações nas áreas amostrais, menos no Passeio Público, onde muitas plantas são ornamentais. Suas espécies possuem muitas vezes florações maciças e altamente atrativas para as abelhas. É amplamente reconhecido por ser fonte alimentar tanto de pólen quanto de néctar, sendo encontrado tanto na composição do mel quanto da própolis de *Apis mellifera* (SIMEÃO et al. 2015, SILVA et al. 2020). *Baccharis* contribuiu com quase 1/3 das interações realizadas pela família Asteraceae (os outros 2/3 foram compostos por 45 gêneros), contribuindo assim para que Asteraceae fosse a família com mais interações, como também demonstrado em outros levantamentos (JAMHOUR e LAROCA 2004, MARTINS et al. 2013, RAMELLO et al. 2020). Entre as outras famílias com importância apícola, Fabaceae e Lamiaceae apresentaram juntas 38 espécies com visitação por abelhas. Também apresentaram inúmeras interações os gêneros *Ludwigia* (Onagraceae), *Schinus* (Anacardiaceae) e *Ipomoea* (Convolvulaceae). As famílias citadas acima podem ser utilizadas em projetos

de reflorestamento e de paisagismo na região, uma vez que fornecem recursos para uma imensa gama de abelhas, auxiliando na manutenção da diversidade do grupo.

A análise de modularidade aqui realizada demonstrou que determinadas preferências alimentares de alguns grupos de abelhas auxiliaram na formação dos módulos. Um dos módulos apresentou 44 espécies de plantas de diferentes famílias e 53% das abelhas compostas por espécies de Halictinae, mostrando que apesar da enorme quantidade de plantas, estas foram preferidas por esta subfamília. As espécies de Halictinae que pertencem a este módulo são em sua maioria, abelhas primitivamente eussociais e consequentemente bem abundantes, o que provavelmente auxiliou na sua formação. No módulo onde está presente a maioria das espécies de *Baccharis*, encontra-se também a maioria dos meliponíneos e todas as espécies de *Hylaeus*, *Habralictus* e *Caenohalictus*. Muitas revoadas de machos desses gêneros ocorreram nas florações de *Baccharis*. Assim, além de contribuir com recursos alimentares (SIMEÃO et al. 2015, SILVA et al. 2020), *Baccharis* foi importante para a reprodução de diversas abelhas. As abelhas oligoléticas também auxiliaram na estruturação dos módulos, muitas das suas espécies se mantiveram juntas (35%), ocorrendo no mesmo módulo que as espécies de *Ludwigia*.

O *z-c plot* realizado não demonstrou espécies conectoras dos módulos. De acordo com a revisão realizada por Olesen e colaboradores (2007), redes de Hymenoptera possuem pouquíssimas espécies conectoras dos módulos quando comparado com redes de plantas. Por outro lado, o gráfico apresentou nove espécies consideradas supergeneralistas. Estas são as que mantêm a estabilidade da rede, funcionando como uma cola para a manutenção da sua estrutura e preservação das espécies mais raras (BASCOMPTE e JORDANO 2007). Destas, oito são eussociais (cinco altamente eussociais e três primitivamente eussociais), como também verificado em outros estudos (OLESEN 2007). Estas três últimas, *Bombus morio*, *Dialictus opacus* e *Augochlora daphnis*, já foram registradas apresentando inúmeras interações nas redes mutualísticas tanto no Brasil quanto na América do Sul (KLEINERT e GIANNINI 2012, MARTINS et al. 2013, RAMELLO et al. 2020), demonstrando a importância dessas espécies.

Enquanto a maioria dos trabalhos registraram espécies de *Apis*, *Bombus* e *Xylocopa* como supergeneralistas, aqui cinco foram Meliponini, demonstrando a importância desse grupo, mesmo no sul do Brasil, região mais pobre em meliponíneos (SILVEIRA et al. 2002, OLESEN 2007). Das três espécies de *Plebeia* registradas neste estudo, apenas *P. emerina* se configurou como supergeneralista. Esta é a única espécie do gênero que possui inúmeros registros para a cidade desde os levantamentos mais antigos, demonstrando sua relação histórica com a flora da região (LAROCA 1974, TAURA e LAROCA 2001). Cabe ressaltar que, apesar de *T. spinipes* ser uma importante conectora tanto dentro quanto entre módulos, esta é uma espécie pilhadora, ou seja, em muitos casos ela rouba o recurso floral sem polinizar a planta à qual visita (ARANDA et al. 2011). Desta forma, a importância desta espécie deve ser avaliada com cautela em estudos de redes mutualísticas.

4.4 INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM URBANA SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES MUTUALÍSTICAS

Assim como nas análises realizadas para verificar a influência da urbanização sobre as abelhas, a porcentagem de área verde (PLAND) e o índice de diversidade de Shannon da paisagem (SHDI) também foram as variáveis preditoras mais explicativas nas análises realizadas com as propriedades de rede. Esse resultado demonstra que a quantidade de habitat e a heterogeneidade da paisagem, além de serem importantes para a preservação da assembleia de abelhas, também são relevantes para a manutenção das propriedades das redes de polinizadores em áreas urbanas. Nas análises sem a área do Passeio Público, apenas SHDI foi selecionado, o que demonstra que perdas menores na diversidade das classes de vegetação em relação à porcentagem de área verde já provocaram respostas na estrutura da rede, neste caso no índice de especialização. Além disso, as escalas mais importantes destas variáveis preditoras, assim como das variáveis relacionadas à fragmentação do habitat (como o número de fragmentos de área verde) também se mantiveram as mesmas.

As análises de seleção de modelos demonstraram a importância de avaliar as redes mutualísticas apenas com os dados das fêmeas, uma vez que houve variações nos resultados obtidos utilizando redes com e sem os machos, principalmente nas

análises realizadas com o índice de especialização de rede (H_2'). Algumas áreas tiveram seus valores diminuídos enquanto outras aumentaram. Além disso, os valores dos pesos de evidência (w_i) foram muito superiores apenas com os dados das fêmeas. Essa variação ocorre provavelmente porque os machos não coletam recurso para o ninho e podem ser menos seletivos quanto aos recursos florais. As análises com a modularidade (Q) variaram menos com a retirada dos dados dos machos. Os valores obtidos para cada área mostram que praticamente todas elas tiveram valores maiores apenas com os dados das fêmeas, assim, os dados dos machos deixam as redes menos modulares, provavelmente por estes serem menos seletivos. Apesar disso, a variação dos valores entre as áreas continuou semelhante, gerando resultados parecidos nos GLM realizados.

A partir dos dados aqui obtidos, a rede mutualística torna-se mais especialista (maior H_2') quanto menor a heterogeneidade ambiental, a qual está associada com uma maior urbanização. Ou seja, nestes locais há uma menor sobreposição de nicho em relação ao recurso floral utilizado pelas abelhas. Porém, uma rede mais especializada não significa que as espécies generalistas foram perdidas da rede e que apenas as especialistas sobrevivem em ambientes altamente urbanizados. O que está ocorrendo em relação as abelhas é que as espécies generalistas tornam-se mais seletivas nestes ambientes mais hostis. Este resultado também foi encontrado por Machado e colaboradores (2020), que verificaram que *Melipona quadrifasciata anthidioides*, coletou uma maior variedade polínica em ambientes com maior heterogeneidade ambiental e baixa interferência humana. Os resultados aqui apresentados, de que as abelhas oligoléticas estão sendo perdidas nos ambientes mais urbanizados e as poliléticas são as espécies que conseguem se manter nestes locais, porém com uma menor sobreposição de nicho entre elas, é o reflexo de que a paisagem urbana provê uma menor gama de recursos florais para as abelhas como um todo. Este resultado vai ao encontro do descrito por Aizen e colaboradores (2012), onde o cerne das relações entre espécies generalistas seria o último grupo a ser perdido nos processos de perda de habitat.

O uso da terminologia “especialista” para inúmeras formas de especialização muitas vezes pode atrapalhar a interpretação dos resultados e dificultar a comunicação entre os membros da comunidade científica. Neste estudo as abelhas foram definidas como oligoléticas ou poliléticas a partir de literatura específica, informações estas

externas à rede obtida (MICHENER 2007, MARTINS et al. 2013). Esta incorporação de informações sobre cada espécie é de extrema importância, uma vez que são características inerentes às suas identidades, a qual independe da situação ecológica em que se encontram. O mesmo já ocorre para a classificação dos outros grupos funcionais, que sempre são definidos com dados externos. De acordo com Kaiser-Bunbury e Blüthgen (2015), a inserção de informações externas é importante para melhorar a análise e interpretação dos resultados obtidos com redes de interações.

A resposta obtida para a modularidade (Q), foi semelhante à obtida para H_2' , ou seja, quanto menor a heterogeneidade da paisagem, mais modulares as redes se apresentaram. Ou seja, as espécies de abelhas interagem mais com plantas dentro dos seus próprios módulos, tornando a rede mais compartimentalizada. Isso ocorre provavelmente pelas espécies como um todo estarem se tornando mais seletivas em utilizar determinadas plantas nestas áreas. Porém, a resposta foi mais difusa com Q do que em relação à H_2' , apresentando modelos selecionados apenas quando a área do Passeio Público esteve presente nas análises. Este resultado ocorre provavelmente porque a modularidade depende da quantidade de interações de todas as espécies dentro e fora dos seus módulos, bem como da quantidade de módulos que a comunidade como um todo está estruturada e não apenas da especialização de cada espécie da rede.

Por fim, foi demonstrado que a riqueza de abelhas de cada área está diretamente relacionada à riqueza de plantas por elas utilizadas. Apesar desta relação ser significativa, sete áreas apresentaram valores praticamente iguais de riqueza de plantas, apenas duas apresentaram valores diferenciados (menores), o Passeio Público e o Campus Jardim Botânico, áreas que estão entre as mais urbanizadas deste estudo. Desse modo, as análises realizadas entre as variáveis da paisagem e a riqueza de plantas mostrou que os valores dessas áreas exerceram muita influência nos resultados. Isso significa que a riqueza de plantas pode explicar um pouco a variação da riqueza de abelhas entre as áreas, mas que não seria a variável mais explicativa. Esse resultado fortalece os resultados das análises anteriores que demonstraram que a riqueza de abelhas e de seus grupos funcionais variaram com relação aos processos de urbanização muito mais devido às características inerentes de cada espécie do que apenas pelas áreas mais urbanizadas apresentarem menos espécies de plantas. Estudos relacionados

às modificações na flora devido à urbanização mostram a complexidade deste tema, uma vez que muitos traços florais podem se beneficiar no meio urbano e muitos podem desaparecer (WILLIAMS et al. 2015), influenciando a ocorrência de cada espécie de abelha de forma diferenciada.

5 CONCLUSÃO

Este estudo descreveu algumas mudanças relevantes relacionadas à fauna de abelhas da grande Curitiba, em relação à levantamentos anteriores. Entre elas, espécies de Meliponini que não haviam sido previamente registradas, as quais provavelmente estão sendo criadas em caixas racionais, e a falta de registro de algumas espécies que provavelmente são mais sensíveis à urbanização ou ainda que estão sofrendo influência das mudanças climáticas. Apesar da urbanização, a composição a assembleia de abelhas variou conforme as fitofisionomias que ocorrem na região, onde áreas com predominância de Floresta Ombrófila Mista Montana demonstraram ser mais semelhantes, bem como áreas com predominância de Campos Naturais.

Com relação às métricas de diversidade alfa utilizadas para verificar o efeito da estrutura da paisagem sobre as abelhas, a diversidade de espécies não respondeu à urbanização, provavelmente pois a alta abundância de abelhas eussociais em algumas áreas modificou muito seus valores. A riqueza total de abelhas também não foi uma métrica muito robusta, provavelmente por englobar tanto espécies com traços funcionais mais sensíveis à urbanização quanto espécies mais resistentes. Isso demonstra a importância de análises separadas para cada grupo funcional. Neste estudo o grupo das abelhas oligoléticas foi o mais sensível à urbanização, seguido pelo grupo das abelhas que nidificam no solo e então pelas abelhas solitárias. Abelhas que nidificam acima do solo e abelhas eussociais não responderam à urbanização.

A rede mutualística obtida demonstrou que as abelhas eussociais foram as que visitaram o maior número de espécies de plantas, como era esperado, com destaque para *Trigona spinipes*. Entretanto, os meliponíneos não apresentaram os maiores índices de especialização de espécies, o que mostra que apesar de generalistas, possuem preferências alimentares relevantes, com alta ocorrência em espécies de *Baccharis*. Este gênero de planta, juntamente com outros que também tiveram muitas interações, poderiam ser utilizadas em projetos de reflorestamento e de paisagismo na região, pois auxiliam na manutenção da diversidade de abelhas. As análises realizadas para verificar o efeito da estrutura da paisagem sobre as propriedades das redes mutualísticas demonstraram que áreas com menor heterogeneidade ambiental apresentaram redes

mutualísticas mais especializadas. Isso significa que as espécies de abelhas que conseguem sobreviver nestes ambientes mais hostis possuem uma menor sobreposição de nicho alimentar, utilizando provavelmente uma variedade menor de recursos florais.

Apesar dos diversos efeitos negativos da urbanização aqui registrados, muitas espécies de abelhas ainda se mantêm mesmo em áreas altamente urbanizadas. Além disso, foi amostrada uma espécie nova de abelha na área do Campus Jardim Botânico, um dos locais amostrados mais urbanizados. Esta pesquisa mostrou a importância dos Quartéis Militares para a preservação das abelhas em Curitiba, pois estão entre as maiores áreas verdes da cidade. Além disso, também demonstrou a relevância da manutenção das áreas florestais ao norte da cidade. Os resultados deste estudo reforçam a importância da conservação de áreas verdes para a manutenção de redes mais complexas, onde as abelhas conseguem utilizar mais recursos e terem menos chance de serem extintas localmente. Quanto à qualidade do habitat, áreas campestres, as quais são normalmente negligenciadas em projetos de conservação, demonstraram ser benéficas para este grupo. Mesmo regiões que já perderam muita riqueza de abelhas, é possível reverter este processo com uma melhora da heterogeneidade ambiental (CARVALHEIRO et al. 2013).

O entorno de Curitiba ainda é relativamente bem preservado, principalmente na direção leste, funcionando como um grande reservatório de espécies. Para que essas espécies possam se deslocar melhor ao longo da cidade, sugere-se a criação de parques ou bosques no centro-sul de Curitiba. É possível também melhorar a qualidade das áreas verdes já existentes com plantas apícolas e com melhorias no solo. Sugere-se a realização de programas que aumentem a qualidade de jardins residenciais, os quais funcionam como *hotspots* aos polinizadores (BALDOCK et al. 2019). Além disso, terrenos baldios e áreas abandonadas poderiam ter sua vegetação cortada apenas duas vezes ao ano para que a diversidade de abelhas se mantenha alta (WASTIAN et al. 2016). Todas essas ações em conjunto previnem extinções locais e regionais, principalmente dos grupos mais sensíveis de abelhas, mesmo em regiões mais urbanizadas. Cidades que mantêm áreas verdes funcionam como refúgio para as abelhas, proporcionando um serviço de polinização melhor para a cidade e seu entorno (HALL et al. 2016, FORTEL et al. 2014, BANASZAK-CIBICKA e ŽMIHORSKI 2020, THEODOROU et al. 2020).

REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. J. C. Taxonomic revision of the bee genus *Lophopedia* Michener and Moure (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini). **Zootaxa**, v. 2193, p. 1–52, 2009. <https://dx.doi.org/10.5281/zenodo.189415>.

AGUIAR, A. J. C. New bee species of the genus *Monoeca* (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini) from Brazil. **Zootaxa**, v. 3564, p. 17–32, 2012. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3564.1.2>.

AGUIAR, A. J. C.; MELO, G. A. R. Revision and phylogeny of the bee genus *Paratetrapedia* Moure, with description of a new genus from the Andean Cordillera (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 162, p. 351–442, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2010.00678.x>.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; BIESMEIJER, J. C.; LOON, E. E. V.; REEMER, M.; WALLISDEVRIES, M. F.; CARVALHEIRO, L. G. Susceptibility of pollinators to ongoing landscape changes depends on landscape history. **Diversity and Distributions**, v. 21, p. 1129–1140, 2015. <https://doi.org/10.1111/ddi.12350>.

AIDAR, I.; SANTOS, A.; BARTELLI, B.; MARTINS, G. A.; NOGUEIRA-FERREIRA, F. H. Nesting ecology of stingless bees (Hymenoptera, Meliponina) in urban areas: the importance of afforestation. **Bioscience Journal**, v. 29, p. 1361–1369, 2013. <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.k54hk>.

AIZEN, M. A.; SABATINO, M.; TYLIANAKIS, J. M. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. **Science**, v. 335, p. 1486–1489, 2012. <https://doi.org/10.1126/science.1215320>.

AIZEN, M. A.; SMITH-RAMÍREZ, C.; MORALES, C. L.; VIELI, L.; SÁEZ, A.; BARAHONA-SEGOVIA, R. M.; ARBETMAN, M. P.; MONTALVA, J.; GARIBALDI, L. A.; INOUE, W.; HARDER, L. D. Coordinated species importation policies are needed to reduce serious invasions globally: the case of non-native bumblebees in South America. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, p. 100–106, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13121>.

ALMEIDA, E. A. B. Revision of the Brazilian Species of *Pseudaugochlora* Michener 1954 (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini). **Zootaxa**, v. 1679, p. 1–38, 2008. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.1679.1.1>.

ALMEIDA, E. A. B.; GIBRAN, N. Taxonomy of Neopasiphaeinae bees: review of *Tetraglossula* Ogloblin, 1948 (Hymenoptera: Colletidae). **Zootaxa**, v. 4303, p. 521–544, 2017. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4303.4.5>.

ALMEIDA, E. A. B.; PACKER, L.; MELO, G. A. R.; DANFORTH, B. N.; CARDINAL, S.C.; QUINTEIRO, F. B.; PIE, M. R. The diversification of neopasiphaeinae bees during the Cenozoic (Hymenoptera: Colletidae). **Zoologica Scripta**, v. 48, p. 226–242, 2019. <https://doi.org/10.1111/zsc.12333>.

ALVES, R. M. O.; CARVALHO, C. A. L.; SOUZA, B. A.; SANTOS, W. S. Areas of natural occurrence of *Melipona scutellaris* Latreille, 1811 (Hymenoptera: Apidae) in the state of Bahia, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, p. 679–688, 2012. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148295>.

ARANDA, R.; CATIAN, G.; BOGIANI, P. A.; INFORZATO, I. Effect of nectar pillaging by native stingless bees (Hymenoptera: Apidae) in the abscission of flowers of *Bougainvillea spectabilis* Willd. (Nyctaginaceae). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 33, p. 399–405, 2011. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v33i4.8191>.

ARAÚJO, E. D.; COSTA, M.; CHAUD-NETTO, J.; FOWLER, H. G. Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera: Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, p. 563–568, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000400003>.

BALDOCK, K. C. R.; GODDARD M. A.; HICKS, D. M. KUNIN, W. E.; MITSCHUNAS, N.; MORSE, H.; OSGATHORPE, L. M.; POTTS, S. G.; ROBERTSON, K. M.; SCOTT, A. V.; STANICZENKO, P. P. A.; STONE, G. N.; VAUGHAN, I. P.; MEMMOTT, J. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, p. 363–373, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>.

BANASZAK-CIBICKA, W.; ŻMIHORSKI, M. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, p. 331–343, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>.

BANASZAK-CIBICKA, W.; RATYŃSKA, H.; DYLEWSKI, Ł. Features of urban green space favorable for large and diverse bee populations (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 20, p. 448–452, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.015>.

BANASZAK-CIBICKA, W.; ŻMIHORSKI, M. Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions. **Urban Ecosystems**, v. 23, p. 713–722, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00972-w>.

BARBOLA, I. F.; LAROCA, S. A comunidade de Apoidea (Hymenoptera) da Reserva Passa Dois (Lapa, Paraná, Brasil) I. Diversidade, abundância relativa e atividade sazonal. **Acta Biológica Paranaense**, v. 22, p. 91–113, 1993. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v22i0.730>.

BASCOMPTE, J. Mutualistic Networks. **Frontiers Ecology Environment**, v. 7, p. 429–436, 2009. <http://dx.doi.org/10.1890/080026>.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 38, p. 567–693, 2007. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIÁN, C. J.; OLESEN, J. M. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 9383–9387, 2003. <https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100>.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134–143, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, p. 808–812, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>.

BATAGELJ, V.; MRVAR, A. **Program for Analysis and Visualization of Large Networks**. 2011. Disponível em: <<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>>. Acesso em: 03 jan. 2020.

BAUER, D. M.; SUEWING, I. The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. **Ecological Economics**, v. 126, p. 1–13, 2016.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.011>.

BIGG-WHITER, T. P. **Novo caminho no Brasil meridional: a província do Paraná: três anos em suas florestas e campos 1872/1875**. Curitiba: Editora UFPR, 1974.

BIESMEIJER, J. C.; ROBERTS, S. P. M.; REEMER, M.; OHLEMU, R.; EDWARDS, M.; PEETERS, T.; SCHAFFERS, A. P.; POTTS, S. G.; KLEUKERS, R.; THOMAS, C. D.; SETTELE, J.; KUNUN, W. E. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. **Science**, v. 313, p. 351–354, 2006.
<https://doi.org/10.1126/science.1127863>.

BILUCA, F. C.; DE GOIS, J. S.; SCHULZ, M.; BRAGHINI, F.; GONZAGA, L. V.; MALTEZ, H. F.; RODRIGUES, E.; VITALI, L.; MICKE, G. A.; BORGES, D. L. G.; COSTA, A. C. O.; FETT, R. Phenolic compounds, antioxidant capacity and bio accessibility of minerals of stingless bee honey (Meliponinae). **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 63, p. 89–97, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.jfca.2017.07.039>.

BLÜTHGEN, N.; MENZEL, F.; BLÜTHGEN, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, v. 6, p. 9, 2006. <https://doi.org/doi:10.1186/1472-6785-6-9>.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, p. 907–918, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9370-8>.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, p. 273–276, 2008.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00409.x>.

BOSCOLO, D.; FERREIRA, P. A.; LOPES, L. E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. **Filosofia e História da Biologia**, v. 11, p. 157–187, 2016.

BOSCOLO, D.; TOKUMOTO, P. M.; FERREIRA, P. A.; RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 18–24, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.002>.

BURDINE, J. D.; MCCLUNEY, K. E. Differential sensitivity of bees to urbanization-driven changes in body temperature and water content. **Scientific Reports**, v. 9, 1643, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38338-0>.

BUSCHINI, M. L. T.; RIGON, J.; CORDEIRO, J. Plants used by *Megachile (Moureapis)* sp. (Hymenoptera: Megachilidae) in the provisioning of their nests. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 1187–1194, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000500025>.

CALVILLO, L. M.; RAMÍREZ, V. M.; PARRA-TABLA, V., NAVARRO, J. Bee diversity in a fragmented landscape of the Mexican Neotropic. **Journal of Insect Conservation**, v. 14, p. 323–334, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9262-x>.

CAMARGO, J. M. F.; PEDRO, S. R. M. Meliponini Lepeletier, 1836. In: Moure, J.S., Urban, D., Melo, G.A.R. (Orgs). **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region** - online version. 2013. Disponível em: <<http://www.moure.cria.org.br/catalogue>>. Acesso em: 26 jun. 2020.

CAMARGO, J. M. F.; MOURE, J. S. Meliponinae Neotropicais: os gêneros *Paratrigona* Schwarz, 1938 e *Aparatrigona* Moure, 1951 (Hymenoptera, Apidae). **Arquivos de Zoologia**, v. 32, p. 33–109, 1994.

CANE, J. H. A brief review of monolecty in bees and benefits of a broadened definition. **Apidologie**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13592-020-00785-y>.

CANE, J. H.; SIPES, S. Characterizing floral specialization by bees: analytical methods and a revision lexicon for Oligolecty. In: Waser, N.M., Ollerton, J. (Eds.) **Plant-Pollinator Interactions: from specialization to generalization**. Chicago: The University of Chicago Press, 2006.

CARDINAL, S.; DANFORTH, B. N. Bees diversified in the age of Eudicots. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, 20122686, 2013. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2686>.

CARDOSO, M. C.; GONÇALVES, R. B. Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. **Urban Ecosystems**, v. 21, p. 943–949, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0773-7>.

CARIVEAU, D. P.; WINFREE R. Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. **Current Opinion in Insect Science**, v. 10, p. 104–109, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.004>.

CARVALHEIRO, L. G.; KUNIN, W. E.; KEIL, P.; AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; ELLIS, W. N.; FOX, R.; GROOM, Q.; HENNEKENS, S.; VAN LANDUYT, W.; MAES, D.; VAN DE MEUTTER, F.; MICHEZ, D.; RASMONT, P.; ODE, B.; POTTS, S. G.; REEMER, M.; ROBERTS, S. P. M.; SCHAMINÉE, J.; WALLISDEVRIES, M. F.; BIESMEIJER, J. C. Species richness declines and biotic homogenization have slowed down for NW-European pollinators and plants. **Ecology Letters**, v. 16, p. 870–878, 2013. <https://doi.org/10.1111/ele.12121>.

CELIS, C. J.; CURE, J. R. Filogenia y clasificación taxonómica de los subgéneros de *Augochloropsis* (Hymenoptera: Halictidae). **Revista de Biología Tropical**, v. 65, p. 1277–1306, 2017. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26549>.

CISILOTTO, J.; SANDJO, L. P.; FAQUETI, L. G.; FERNANDES, H.; JOPPI, D.; BIAVATTI, M. W.; CRECZYNSKI-PASA, T. B. Cytotoxicity mechanisms in melanoma cells and UPLC-QTOF/MS2 chemical characterization of two Brazilian stingless bee propolis: uncommon presence of piperidinic alkaloids. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 149, p. 502–511, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jpba.2017.11.038>.

CLEMENS, S. Frequent oligolecty characterizing a diverse bee–plant community in a xerophytic bushland of subtropical Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 1, p. 46–59, 1998. <https://doi.org/10.1076/snfe.33.1.46.2168>.

COELHO, B. W. T. A review of the bee genus *Augochlorella* (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini). **Systematic Entomology**, v. 29, p. 282–323, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6970.2004.00243.x>.

COELHO, B. W. T.; GONÇALVES, R. B. A taxonomic revision of the augochlorine bee genus *Ceratalictus* Moure (Hymenoptera, Apoidea). **Zootaxa**, 2675, p. 1–25, 2010. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.2675.1.1>.

CONGEDO, L. **Semi-Automatic Classification Plugin Documentation**, 2016. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>.

CURE, J. R. Revisão de *Pseudagapostemon* Schrottky e descrição de *Oragapostemon*, gen. n. (Hymenoptera, Halictidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 33, p. 229–335, 1989.

DALMAZZO, M.; ROIG-ALSINA, A. Nest structure and notes on the social behavior of *Augochlora amphitrite* (Schrottky) (Hymenoptera, Halictidae). **Journal of Hymenoptera Research**, v. 16, p. 17–29, 2012. <https://doi.org/10.3897/jhr.26.2440>.

DANFORTH, B. N. Evolution of sociality in a primitively eusocial lineage of bees. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, p. 286–290, 2002. <https://doi.org/10.1073/pnas.012387999>.

DEARBORN, D. C.; KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity. **Conservation Biology**, v. 24, p. 432–440, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>.

DEGUINES, N.; JULLIARD, R.; DE FLORES, M.; FONTAINE, C. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 1967–1976, 2016. <https://doi.org/10.1002/ece3.2009>.

DIÁRIO OFICIAL 2004. Disponível em: <http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=36327&indice=1&totalRegistros=1>. Acesso em: 05 jan. 2020.

DISCOVER LIFE 2020. Disponível em: https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea_species&flags=HAS:>. Acesso em: 13 jun. 2020.

DORMANN, C. F.; FRÜND, J.; BLUTHGEN, N.; GRUBER, B. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. **The Open Ecology Journal**, v. 2, p. 7–24, 2009. <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTINS, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101–112, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>.

FERRARI, R. R. A revision of *Colletes* Latreille (Hymenoptera: Colletidae: Colletinae) from Brazil, Paraguay and Uruguay. **Zootaxa**, 4606, p. 001–091, 2019. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4606.1.1>.

FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; CARVALHEIRO, L. G.; BIESMEIJER, J. C.; ROCHA, P. L. B.; VIANA, B. F. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. **Landscape Ecology**, v. 30, p. 2067–2078, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0231-3>.

FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; LOPES, L. E.; CARVALHEIRO, L. G.; BIESMEIJER, J. C.; ROCHA, P. L. B.; VIANA, B. F. Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. **Oecologia**. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04579-7>.

FITCH, G.; WILSON, C. J.; GLAUM, P.; VAIDYA, C.; SIMAO, M. C.; JAMIESON, M. A. Does urbanization favour exotic bee species? Implications for the conservation of native bees in cities. **Biology Letters** v. 15, 20190574, 2019. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.c.4746569>.

FNEM 2020. Disponível em: <<http://fnembrasil.org/regiao-metropolitana-de-curitiba-pr>>. Acesso em: 08 jan. 2020.

FORTEL, L.; HENRY, M. I.; GUILBAUD, L.; GUIRAO, A. L. KUHLMANN, M.; MOURET, H.; ROLLIN, O.; VAISSIÈRE, B. E. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an

urbanization gradient. **PlosONE**, v. 9, e104679, 2014.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>.

FORTUNA, M. A.; BASCOMPTE, J. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. **Ecology Letters**, v. 9, p. 281–286, 2006.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00868.x>.

FREITAS, B. M.; OLIVEIRA FILHO, J. H. Ninhos racionais para mamangava (*Xylocopa frontalis*) na polinização do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis*). **Ciência Rural**, v. 33, p. 1135–1139, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000600021>.

FREITAS, F. V.; SILVEIRA, F. A. Synopsis of the bee genus *Thygater* Holmberg 1884 (Hymenoptera, Apidae) in the Brazilian state of Minas Gerais, with the description of a new species and a key to all Brazilian species. **Zootaxa**, 4238, p. 001–029, 2017.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4238.1.1>.

GELDMANN, J.; GONZÁLEZ-VARO, J. P. Conserving honey bees does not help wildlife. **Science**, v. 359, p. 392–393, 2018. <https://doi.org/10.1126/science.aar2269>.

GESLIN, B.; GAUZENS B.; THÉBAULT E.; DAJOZ I. Plant pollinator networks along a gradient of urbanization. **PLoS ONE**, 8:e63421, 2013.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063421>.

GESLIN, B.; LE FÉON, V.; FOLSCHWEILLER, M.; FLACHER, F.; CARMIGNAC, D.; MOTARD, E.; PERRET, S.; DAJOZ I. The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 6599–6615, 2016. <https://doi.org/10.1002/ece3.2374>.

GIANNINI, T.; BOFF, S.; CORDEIRO, G.; CARTOLANO, E. JR., VEIGA, A.; IMPERATRIZ-FONSECA, V.; SARAIVA, A. Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. **Apidologie**, v. 46, p.209–223, 2014.
<https://doi.org/10.1007/s13592-014-0316-z>.

GIBBS, J.; SHEFFIELD, C. S. Rapid Range Expansion of the Wool-Carder Bee, *Anthidium manicatum* (Linnaeus) (Hymenoptera: Megachilidae), in North America. **Journal of Kansas Entomology Society**, v. 82, p. 21-29, 2009.
<https://doi.org/10.2317/JKES805.27.1>.

GONÇALVES, R. B.; MELO G. A. R. Revision of the bee genus *Thectochlora* Moure (Hymenoptera, Apidae, Halictinae). **Zootaxa**, 1331, p. 1–30, 2006.

GONÇALVES, R. B. Phylogeny and revision of the Neotropical bee genus *Rhectomia* s.l. Moure (Hymenoptera, Apidae, Augochlorini). **Systematic Entomology**, v. 35, p. 90–117, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2009.00491.x>.

GONÇALVES, R. B.; SANTOS, L. M. Notes and new species of the Halictine genus *Megommation* Moure (Hymenoptera, Apidae, Augochlorini). **Zootaxa**, 2685, p. 57–64, 2010. <https://dx.doi.org/10.5281/zenodo.199434>.

GONÇALVES, R. B.; MELO G. A. R. Phylogeny and revision of the bee genus *Rhinocorynura* Schrottky (Hymenoptera, Apidae, Augochlorini), with comments on its female cephalic polymorphism. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, p. 29–46, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000011>.

GONÇALVES, R. B. Phylogeny and new species of the Neotropical bee genus *Paroxystoglossa* Moure (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 61, p. 178–191, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2017.03.001>.

GONÇALVES, R. B. Phylogeny of the Augochlora clade with the description of four new species (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 63, p. 91–100, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2018.12.003>.

GONÇALVES, R. B. New species of *Neocorynura* Schrottky from Brazil (Hymenoptera: Apoidea). **Zootaxa**, 4542, p. 001–132, 2019b. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4542.1.1>.

GONZÁLEZ-VAQUERO, R. A. Revisión sistemática del género *Halictillus* (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini) en la Argentina. **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina**, v. 69, p. 65–89, 2010.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://www.google.com.br/earth/>>. Acesso em: 15 jul. 2017.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **A Primer of Ecological Statistics**. Sinauer Associates, Inc., 2013.

GRAF, L. V.; ZENNI, R. D.; GONÇALVES, R. B. Ecological impact and population status of non-native bees in a Brazilian urban environment. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 64, e20200006, 2020. <https://doi.org/10.1590/1806-9665-rbent-2020-0006>.

GRIMALDI, D.; ENGEL, M. S. **Evolution of the insects**. New York: Cambridge University Press, 2005.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. Distribuição espacial e cobertura de vegetação das tipologias de áreas verdes de Curitiba, PR. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 498–510, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.127715>.

GRUCHOWSKI-WOITOWICZ, F. C.; SILVA, C. I.; RAMALHO, M. Experimental field test of the influence of generalist stingless bees (Meliponini) on the topology of a bee–flower mutualistic network in the tropics. **Ecological Entomology**, 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12862>.

HAKIM, J. R. C.; LAROCA, S. A comunidade de abelhas silvestres (Anthophila) do Parque da Cidade (Curitiba, Brasil): diversidade, abundância relativa, fenologia e recursos tróficos. **Acta Biológica Paranaense**, v. 39, p. 111–181, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v39i0.25219>.

HALL, D. M.; CAMILO, G. R.; TONETTO, R. K.; OLLERTON, J.; AHRNÉ, K.; ARDUSER, M.; ASCHER, J. S.; BALDOCK, K. C. R.; FOWLER, R.; FRANKIE, G.; GOULSON, D.; GUNNARSSON, B.; HANLEY, M. E.; JACKSON, J. I.; LANGELLOTTO, G.; LOWENSTEIN, D.; MINOR, E. S.; PHILPOTT, S. M.; POTTS, S. G.; SIROHI, M. H.; SPEVAK, E. M.; STONE, G. N.; THRELFALL, C. G. The city as a refuge for insect pollinators. **Conservation Biology**, v. 31, p. 24–29, 2016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>.

HARRISON, T.; WINFREE, R. Urban drivers of plant-pollinator interactions. **Functional Ecology**, v. 29, p. 879–888, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12486>.

HARRISON, T.; GIBBS, J.; WINFREE, R. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. **Global Change Biology**, v. 24, p. 287–296, 2018. [https://doi.org/ 10.1111/gcb.13921](https://doi.org/10.1111/gcb.13921).

HARTIG, F. **DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. R package version 0.2.7. 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>.

HEDTKE, S. M.; PATINY, S.; DANFORTH, B. N. The bee tree of life: a supermatrix approach to apoid phylogeny and biogeography. **BMC Evolutionary Biology**, v. 13, p. 138–150, 2013. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-13-138>.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. Package ‘iNEXT’. **Interpolation and Extrapolation for Species Diversity**, 2016. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>. 2016>. Acesso em: 10 fev. 2020.

IBGE 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/curitiba/panorama>>. Acesso em: 08 jan. 2020.

IPARDES 2019. Disponível em: <<http://www.ipardes.pr.gov.br>>. Acesso em: 25 ago. 2019.

IPPUC 2020. Disponível em: <<http://www.ippuc.org.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2020.

JACKSON, H.B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 52–63, 2015. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>.

JAFFÉ, R.; CASTILLA, A.; POP, N.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; METZGER, J. P.; ARIAS, M. C.; JHA, S. Landscape genetics of a tropical rescue pollinator. **Conservation Genetics**, v. 17, p. 267–287, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10592-015-0779-0>.

JAMHOUR, J.; LAROCA, S. Uma comunidade de abelhas silvestres (Hym., Apoidea) de Pato Branco (PR-Brasil): diversidade, fenologia, recursos florais e aspectos biogeográficos. **Acta Biológica Paranaense**, v. 33, p. 27–119, 2004. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v33i0.626>.

JARROD, F. Specialist Bees of the Northeast: Host Plants and Habitat Conservation. **Northeastern Naturalist**, v. 23, p. 305–320, 2016. <https://doi.org/10.1656/045.023.0210>.

JONES, L.; LEATHER, R. Invertebrates in urban areas: A review. **European Journal of Entomology**, v. 109, p. 463–478, 2012. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>.

JÚNIOR, J. E. S.; SANTOS, F. R.; SILVEIRA, F. A. Hitting an Unintended Target: Phylogeography of *Bombus brasiliensis* Lepeletier, 1836 and the First New Brazilian Bumblebee Species in a Century (Hymenoptera: Apidae). **PLoS ONE**, v. 10, e0125847, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125847>.

KAISER-BUNBURY, C. N.; BLÜTHGEN, N. Integrating network ecology with applied conservation: a synthesis and guide to implementation. **AoB PLANTS**, v. 7, p. 1–15, 2015. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv076>.

KLEIN, A. M.; VAISSIERE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society**, v. 274, p. 303–313, 2007. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.

KLEINERT, A. M. P.; GIANNINI, T. C. Generalist bee species on Brazilian bee-plant interaction networks. **Psyche**, 291519, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/291519>.

KOH, I.; LONSDORF, E. V.; WILLIAMS, N. M.; BRITAIN, C.; ISAACS, R.; GIBBS, J.; RICKETTS, T. H. Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, p. 140–145, 2016. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517685113>.

KREMEN, C. The value of pollinator species diversity. **Science**, v. 359, p. 741–743, 2018. <https://doi.org/10.1126/science.aar7614>.

LAROCA, S. Estudo feno-ecológico em Apoidea do litoral e primeiro planalto Paranaense. **Dissertação de Mestrado**, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 62, 1974.

LAROCA, S.; ALMEIDA, M. C. Taxonomia de Apoidea Neotropical. I. Descrição de *Bicolletes tauraphilus* sp. n. (Colletidae, Paracolletini) do Paraná (Sul do Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 33, p. 129–134, 2004. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v33i0.628>.

LEGRAS, G.; GAERTNER, J. C. Assessing functional evenness with the FEve index: A word of warning. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 257–260, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.020>.

LEFÉON, V.; POGGIO, S. L.; TORRETTA, J. P.; BERTRAND, C.; MOLINA, G. A. R.; BUREL, F.; BAUDRY, J.; GHERSA, C. Diversity and life-history traits of wild bees (Insecta: Hymenoptera) in intensive agricultural landscapes in the Rolling Pampa, Argentina. **Journal of Natural History**, v. 50, p. 1175–1196, 2016. <https://doi.org/10.1080/00222933.2015.1113315>.

LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur Award lecture. **Ecology**, v. 73, p. 1943–1967, 1992. <https://doi.org/10.2307/1941447>.

LUZ, D.R. Filogenia molecular e filogeografia de *Schwarziana* Moure (Hymenoptera, Apidae). **Dissertação de Mestrado**, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 63, 2011.

MACHADO, T.; VIANA, B. F.; SILV, C. I.; BOSCOLO, D. How landscape composition affects pollen collection by stingless bees? **Landscape Ecology**, v. 35, p. 747–759, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00977-y>.

MAGALHÃES, C. B.; FREITAS, B. M. Introducing nests of the oil-collecting bee *Centris analis* (Hymenoptera: Apidae: Centridini) for pollination of acerola (*Malpighia emarginata*) increases yield. **Apidologie**, v. 44, p. 234–239, 2013. <https://doi.org/10.1007/s13592-012-0175-4>.

MARCHI, P.; MELO, G. A. R. Revisão taxonômica das espécies brasileiras de abelhas do gênero *Lestrimelitta* Friese (Hymenoptera, Apidae, Meliponina). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 50, p. 6–30, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262006000100002>.

MARTINS, A. C.; GONÇALVES, R. B.; MELO, G. A. R. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. **Zoologia**, v. 30, p. 157–176, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>.

MARTINS, A. C.; SILVA, D. P.; DE MARCO, P.; MELO, G. A. R. Species conservation under future climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. **Journal of Insect Conservation**, v. 19, p. 33–43, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9740-7>.

MARTINS, K. T.; GONZALEZ, A.; LECHOWICZ, M. J. Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. **Urban Ecosystems**, v. 20, p. 1359–1371, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0688-8>.

MAZEROLLE, M. J. **AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)**. R package version 2.2-2. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>, 2019.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Pacific Northwest Research Station, 1995.

MCGARIGAL, K.; WAN, H. Y.; ZELLER, K. A.; TIMM, B. C.; CUSHMAN, S. A. Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1161–1175, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0374-x>.

MCKINNEY M. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247–260, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.

MELO, G. A. R. Notas sobre meliponíneos neotropicais, com a descrição de três novas espécies (Hymenoptera, Apidae). In: Melo G.A.R., Alves-dos-Santos (Org.) **I. Apoidea Neotropica: Homenagem aos 90 Anos de Jesus Santiago Moure**. Criciúma: Editora UNESC, 2003.

MELO, G. A. R. On the identity of *Melipona torrida* Friese (Hymenoptera, Apidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, p. 1–5, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262013005000018>.

MELO, G. A. R.; GONÇALVES, R. B. Higher-level bee classifications (Hymenoptera, Apoidea, Apidae sensu lato). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 22, p. 153–159, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000100017>.

MELO, G. A. R.; AGUIAR, A. P.; GARCETE-BARRETT, B. R. Hymenoptera. In: Rafael, J. A.; Melo, G. A. R.; Carvalho, C. J. B.; Casari, S. A.; Constantino R. (Eds.) **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2012.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21–27, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1–9, 2001.

MICHENER, C. D. Fourth species of *Eulonchopria* and a key to the species (Hymenoptera: Colletidae). **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 58, p. 236–239, 1985.

MICHENER, C. D. **The bees of the world**. 2. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2007.

MICHENER, C. D.; MOURE, J. S. Case 3184. *Tetrapedia* Klug, 1810, *T. diversipes* Klug, 1819 and *Exomalopsis* Spinola, 1853 (Insecta, Hymenoptera): proposed conservation of usage of the names by the designation of a neotype for *T. diversipes*. **Bulletin of Zoological Nomenclature**, v. 59, p. 34–37, 2002.

MIGUET, P.; JACKSON, H. B.; JACKSON, N.D.; MARTIN, A. E.; FAHRIG, L. What determines the spatial extent of landscape effects on species? **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1177–1194, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0314-1>.

MOREIRA, E. F.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. **PLoS One**, v. 10, e0123628, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123628>.

MOUGA, D. M. D. S. Spatial distribution of nests of *Paratrigona subnuda* Moure, 1947 (Apidae, Meliponini). **Revue d Ecologie**, v. 69, p. 345–350, 2014.

MOURE, J. S. I. Apoidea Neotropica. **Arquivos do Museu Paranaense**, v. 2, p. 39–64, 1940.

MOURE, J. S. III. Apoidea Neotropica. **Arquivos do Museu Paranaense**, v. 1, p. 41–99, 1941.

MOURE, J. S. Abelhas de Batatais. **Arquivos do Museu Paranaense**, v. 3, p. 145–205, 1943.

MOURE, J. S. As espécies do gênero *Eulaema* Lepeletier, 1841 (Hymenoptera, Apidae, Euglossinae). **Acta Biológica Paranaense**, v. 29, p. 1–70, 2000.
<http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v29i0.582>.

MOURE, J. S.; SAKAGAMI, S. F. As mamangabas sociais do Brasil (*Bombus* Latreille) (Hymenoptera, Apoidea). **Studia Entomologica**, v. 5, p. 65–194, 1962.

NERY, L. S.; TAKATA, J. T.; CAMARGO, B. B.; CHAVES, A. M.; FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D. Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. **Sociobiology**, v. 65, p. 686–695, 2018.
<https://doi.org/10.13102/sociobiology.v65i4.3472>.

NGO, H. T.; MOJICA, A. C.; PACKER, L. Coffee plant—pollinator interactions: a review. **Canadian Journal of Zoology**, v. 89, p. 647–660, 2011. <https://doi.org/10.1139/z11-028>.

OBIOLS, C.L.Y. O Gênero *Melipona* Illiger, 1806 em Minas Gerais - identificação, distribuição e estado atual de conservação. **Dissertação de Mestrado**, Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 108, 2008.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; WAGNER, H. **Package 'vegan'**. 2013. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>>. Acesso em: 25 dez. 2019.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 113–120, 2006.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>.

OLESEN, J. M.; BASCOMPTE, J.; DUPONT, Y. L.; JORDANO, P. The modularity of pollination networks. **PNAS**, v. 104, p. 19891–19896, 2007. https://doi.org/doi_10.1073_pnas.0706375104.

OLIVEIRA, F. P. M.; ABSY, M. L.; MIRANDA, I. S. Recurso polínico coletado por abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponinae) em um fragmento de floresta na região de Manaus - Amazonas. **Acta Amazônica**, v. 39, p. 505–518, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300004>.

OLIVEIRA, M. A. Da espacialidade rural-extrativista à cidade-jardim: Curitiba (1900-73). In: Mendonça, F. (Org.) **Cidade, Ambiente e Desenvolvimento: Abordagem interdisciplinar de problemáticas socioambientais urbanas de Curitiba e RMC**. Curitiba: Editora UFPR. 2004.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, p. 321–326, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.

PACKER, L.; ZAYED, A.; GRIXTI, J. C.; RUZ, L.; OWEN, R. E.; VIVALLO, F.; TORO, H. Conservation genetics of potentially endangered mutualisms: reduced levels of genetic variation in specialist versus generalist bees. **Conservation Biology**, v. 19, p. 195–202, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00601.x>.

PACKER, L. Phylogeny and classification of the Xeromelissinae (Hymenoptera: Apoidea, Colletidae) with special emphasis on the genus *Chilicola*. **Systematic Entomology**, v. 33, p. 72–96, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2007.00398.x>.

PAPANIKOLAOU, A. D.; KÜHN, I.; FRENZEL, M.; SCHWEIGER, O. Landscape heterogeneity enhances stability of wild bee abundance under highly varying temperature, but not under highly varying precipitation. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 581–593, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0471-x>.

PEDRO, S. R. M.; CAMARGO, J. M. F. Meliponini neotropicais: o gênero *Partamona* Schwarz, 1939 (Hymenoptera, Apidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 47, p. 1–117, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262003000500001>.

PEREIRA, F. W.; CARNEIRO, L.; GONÇALVES, R. B. More losses than gains in ground-nesting bees over 60 years of urbanization. **Urban Ecosystems**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01030-1>.

PETERS, R. S.; KROGMANN, L.; MAYER, C.; DONATH, A.; GUNKEL, S.; MEUSEMANN, K.; KOZLOV, A.; PODSIADLOWSKI, L.; PETERSEN, M.; LANFEAR, R.; DIEZ, P. A.; HERATY, J.; KJER, K. M.; KLOPFSTEIN, S.; MEIER, R.; POLIDORI, C.; SCHMITT, T.; LIU, S.; ZHOU, X.; WAPPLER, T.; RUST, J.; MISOF, B.; NIEHUIS, O. Evolutionary History of the Hymenoptera. **Current Biology**, v. 27, p. 1013–1018, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2017.01.027>.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, v. 13, p. 131–144, 1966. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0).

PINHEIRO, M.; GAGLIANONE, M. C.; NUNES, C. E. P.; SIGRIST, M. R.; SANTOS, I. A. Polinização por abelhas. In: Rech, A. R.; Agostini, K.; Oliveira, P. E.; Machado, I.C. (Orgs.) **Biologia da Polinização**. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014.

PLASCENCIA, M.; PHILPOTT, S. M. Floral abundance, richness, and spatial distribution drive urban garden bee communities. **Bulletin of Entomological Research**, v. 107, p. 658–667, 2017. <https://doi.org/10.1017/S0007485317000153>.

POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGERS, O.; KUNIN, W. E. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, p. 345–353, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.

PRATHER, C. M.; PELINI, S. L.; LAWS, A.; RIVEST, E.; WOLTZ, M.; BLOCH, C. P.; TORO, I. D.; HO, C.; KOMINOSKI, J.; SCOTTNEWBOLD, T. A.; PARSON, S.; JOERN, A. Invertebrates, ecosystem services and climate change. **Biological Reviews**, v. 88, p. 327–348, 2013. <https://doi.org/10.1111/brv.12002>.

QGIS DEVELOPMENT TEAM **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. URL <http://qgis.osgeo.org>. 2019.

QHINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>. 2016.

RADER, R.; BARTOMEUS, I.; GARIBALDI, L. A.; GARRATT, M. P.; HOWLETT, B. G.; WINFREE, R.; CUNNINGHAM, S. A.; MAYFIELD, M. M.; ARTHUR, A. D.; ANDERSSON, G. K. S.; BOMMARCO, R.; BRITTAIN, C.; CARVALHEIRO, L. G.; CHACOFF, N. P.; ENTLING, M. H.; FOULLY, B.; FREITAS, B. M.; GEMMILL-HERREN, B.; GHAZOUL, J.; GRIFFIN, S. R.; GROSS, C. L.; HERBERTSSON, L.; HERZOG, F.; HIPÓLITO, J.; JAGGAR, S.; JAUKER, F.; KLEIN, A. M.; KLEIJN, D.; KRISHNAN, S.; LEMOS, C. Q.; LINDSTRÖM, S. A. M.; MANDELIK, Y.; MONTEIRO, V. M.; NELSON, W.; NILSSON, L.; PATTEMORE, D. E.; PEREIRA, N. DE O.; PISANTLY, G.; POTTS, S. G.; REEMER, M.; RUNDLÖF, M.; SHEFFIELD, C. S.; SCHEPER, J.; SCHÜEPP, C.; SMITH, H. G.; STANLEY, D. A.; STOUT, J. C.; SZENTGYÖRGYI, H.; TAKI, H.; VERGARA, C. H.; VIANNA, B. F.; WOYCIECHOWSKI, M. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, p. 146–151, 2016. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>.

RAMELLO, P. J.; ÁLVAREZ, L. J.; ALMADA, V.; LUCIA, M. The melittofauna and its floral associations in a natural riparian forest in Buenos Aires province, Argentina. **Journal of Apicultural Research**, 2020. <https://doi.org/10.1080/00218839.2020.1765489>.

ROBERTS, R. B. Revision of the bee genus *Agapostemon* (Hymenoptera: Halictidae). **The University of Kansas Science Bulletin**, v. XLIX, p. 437-590, 2012.

ROCHA-FILHO, L. C.; FERREIRA-CALIMAN, M. J.; GARÓFALO, C. A.; AUGUSTO, S. C. A specialist in an urban area: are cities suitable to harbour populations of the oligolectic bee *Centris (Melacentris) collaris* (Apidae: Centridini)? **Annales Zoologici Fennici**, v. 55, p. 135–149, 2018. <https://doi.org/10.5735/086.055.0101>.

ROHLF, F. J. Adaptive Hierarchical Clustering Schemes. **Systematic Zoology**, v. 19, p. 58–82, 1970. <https://doi.org/10.2307/2412027>.

ROIG-ALSINA, A. El género *Ceratina* en la Argentina: revisión del subgénero *Neoclavicera* subg. n. (Hymenoptera, Apidae, Xylocopinae). **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales**, n. s., v. 15, p. 121-143, 2013.

ROIG-ALSINA, A. A revision of the bee genus *Ceratina*, subgenus *Rhysoceratina* (Hymenoptera, Apidae, Xylocopinae). **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales**, n. s., v. 18, p. 125-146, 2016.

ROLLIN, O.; BRETAGNOLLE, V.; FORTEL, L.; GUILBAUD, L.; HENRY, M. Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage. **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 1195–1214, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0852-x>.

ROUBIK, D. The pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. 2018.

SABATINO, M.; MACEIRA, N.; AIZEN, M. A. Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. **Ecological Applications**, v. 20, p. 1491–1497, 2010. <https://doi.org/10.1890/09-1626.1>.

SALAMUNI, E.; NASCIMENTO, E. R. Geomorfologia do município de Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, p. 327–341, 2013. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v14i4.428>.

SAKAGAMI, S. F.; MOURE, J. S. *Sphecodes Russeiclypeatus*, n. sp., obtido de um ninho de *Dialictus (Chloralictus) sebrai* (Moure, 1956) (Hymenoptera - Apoidea). **Boletim da Universidade Federal do Paraná**, v. 18, p. 1–6, 1962.

SAZIMA, C.; GUIMARÃES JR., P. R.; REIS, S. F.; SAZIMA, I. What makes a species central in a cleaning mutualism network? **Oikos**, v. 119, p. 1319–1325, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18222.x>.

SCHLINDWEIN, C. Are oligolectic bees always the most effective pollinators? In: Freitas, B.M., Pereira, J.O.P. (Eds.). **Solitary bees: conservation, rearing and management for pollination**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2004.

SCHNEIBERG, I.; BOSCOLO, D.; DEVOTO, M.; MARCILIO-SILVA, V.; DALMASO, C. A.; RIBEIRO, J. W.; RIBEIRO, M. C.; GUARALDO, A. C.; NIEBUHR, B. B.; VARASSIN,

I. G. Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. **Urban Ecosystems**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00927-1>.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, p. 16083–16088, 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.

SILVA, C. F.; ROSALEN, P. L.; SOARES, J. C.; MASSARIOLO, A. P.; CAMPESTRINI, L. H.; SEMARINI, R. A.; IKEGAKI, M.; ALENCAR, S. M. Polyphenols in Brazilian organic honey and their scavenging capacity against reactive oxygen and nitrogen species. **Journal of Apicultural Research**, v. 59, p. 136–145, 2020. <https://doi.org/10.1080/00218839.2019.1686573>.

SILVA, D. A. T. Caracterização da distribuição e riqueza de ninhos de Apini (Hymenoptera, Apidae) eussociais no contexto de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Estação Experimental do Canguiri, Pinhais-PR. **Dissertação de Mestrado**, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 100, 2008.

SILVA, D. P.; NOGUEIRA, D. S.; DE MARCO, P. Contrasting patterns in solitary and eusocial bees while responding to landscape features in the Brazilian Cerrado: a multiscaled perspective. **Neotropical Entomology**, v.p 46, p. 264–274, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13744-016-0461-3>.

SILVEIRA, F. A.; ALMEIDA, E. Revision of the species of the subgenera *Exomalopsis* Spinola, 1853, occurring in South America. I: *Diomalopsis* Michener & Moure, 1957 (Hymenoptera, Apidae) and a revised key to the subgenera. In: Byers, G. W., Hagen, R. H., Brooks, R. W. (Eds.) **Entomological Contributions in Memory of Byron A. Alexander**. University of Kansas Natural History Museum Special Publication 24. Lawrence: The University of Kansas, 1999.

SILVEIRA, F. A.; ALMEIDA, E. Revision of the species of the subgenera of *Exomalopsis* Spinola, 1853 occurring in South America. II – *Phanomalopsis* Michener & Moure, 1957 (Hymenoptera, Apidae). **Lundiana**, v. 9, p. 111–153, 2008.

SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras: Sistemática e Identificação**. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002.

SIMEÃO, C. M. G.; SILVEIRA, F. A.; SAMPAIO, I. B. M.; BASTOS, E. M. A. F. Pollen analysis of honey and pollen collected by *Apis mellifera linnaeus*, 1758 (Hymenoptera, Apidae), in a mixed environment of Eucalyptus plantation and native cerrado in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 821–829, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.23513>.

SLAA, E. J.; SÁNCHEZ CHAVES, L. A.; MALAGODI-BRAGA, K. S.; HOFSTEDE, F. E. Stingless bees in applied pollination: practice and perspectives. **Apidologie**, v. 37, p. 293–315, 2006. <https://doi.org/10.1051/apido:2006022>.

STEFFAN-DEWENTER, I. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. **Conservation Biology**, v. 17, p. 1036–1044, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01575.x>.

STRAUBE, F. C.; CARRANO, E.; SANTOS, R. E. F.; SCHERER-NETO, P.; RIBAS, C. F.; DE MEIJER, A. A. R.; VALLEJOS, M. A. V.; LANZER, M.; KLEMMANN-JÚNIOR, L.; AURÉLIO-SILVA, M.; URBEN-FILHO, A.; ARZUA, M.; LIMA, A. M. X.; SOBÂNIA, R. L. M.; DECONTO, L. R.; BISPO, A. Â.; DE JESUS, S.; ABILHÔA, V. **Aves de Curitiba: coletânea de registros**. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental, 2 Ed., 2014.

SPVS Disponível em: <<http://www.spvs.org.br>>. 2020. Acesso em: 08 jan. 2020.

SOUZA, H. H. S. Sistemática do gênero *Lanthanomelissa* Holmberg (Hymenoptera, Apidae: Tapinotaspidini). **Dissertação de Mestrado**, Brasília, Universidade de Brasília, 78, 2017.

TAURA, H. M. A Comunidade de Abelhas Silvestres (Hymenoptera, Apoidea) do Passeio Público, Curitiba, Paraná, Sul do Brasil: Uma Abordagem Comparativa. **Dissertação de Mestrado**, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 145, 1990.

TAURA, H. M.; LAROCA, S. A associação de abelhas silvestres de um biótopo urbano de Curitiba (Brasil), com comparações espaço-temporais: abundância relativa, fenologia, diversidade e exploração de recursos (Hymenoptera, Apoidea). **Acta Biológica Paranaense**, v. 30, p. 35–137, 2001.

THEODOROU, P.; RADZEVIČIŪTĖ, R.; LENTENDU, G.; KAHNT, B.; HUSEMANN, M.; BLEIDORN, C.; SETTELE, J.; SCHWEIGER, O.; GROSSE, I.; WUBET, T.; MURRAY,

T.; PAXTON, R. J. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. **Nature Communications**, v. 11, p. 1–13, 2020.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>.

THRELFALL, C. G.; WALKER, K.; WILLIAMS, N. S. G.; HAHS, A. K.; MATA, L.; STORK, N.; LIVESLEY, S. J. The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. **Biological Conservation**, v. 187, p. 240–248, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.003>.

UNITED NATIONS Disponível em:
<https://www.un.org/development/desa/en/news/population/world-population-prospects-2017.html>. 2017. Acesso em: 08 jan. 2020.

UNRIC Disponível em: <https://www.unric.org/pt/actualidade/31537>. 2018. Acesso em: 02 jul. 2018.

URBAN, D. As espécies do gênero *Thygater* Holmberg, 1884. (Hymenoptera, Apoidea). **Boletim da Universidade Federal do Paraná**, v. 12, p. 177–309, 1967.

URBAN, D. As espécies Sulamericanas do gênero *Melissodes* (Latreille, 1829). (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 33, p. 201–220, 1973.

URBAN, D. Espécies novas e notas sobre o gênero *Gaesischia* Michener, Laberge & Moure, 1955 (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 33, p. 75–102, 1989.

URBAN, D. *Ctenanthidium*, gen. n. de Dianthidiini com quatro espécies novas da América do Sul (Hymenoptera, Megachilidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 8, p. 85–93, 1991. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751991000100007>.

URBAN, D. Espécies novas de *Epanthidium* Moure (Hymenoptera, Megachilidae, Anthidiinae). **Acta Biológica Paranaense**, v. 21, p. 1–21, 1992.

URBAN, D. *Moureanthidium*, gen. n. de Dianthidiini do Brasil (Hymenoptera, Megachilidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, p. 37–45, 1995. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000100007>.

URBAN, D. Espécies novas de *Hypanthidium* Cockerell (Hymenoptera, Megachilidae). **Acta Biológica Paranaense**, v. 26, p. 95–123, 1997. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v26i0.692>.

URBAN, D. Espécies novas de *Melissoptila* Holmberg da América do Sul e notas taxonômicas (Hymenoptera, Anthophoridae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, p. 1–46, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751998000100001>.

URBAN, D. Espécies novas e notas sobre *Anthodiocetes* Holmberg (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 135–169, 1999. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000500007>.

URBAN, D. Duas espécies novas de *Dicranthidium* Moure & Urban (Hymenoptera, Megachilidae) e chave para identificação das espécies. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, p. 637–643, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000300002>.

URBAN, D. Espécies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andrenidae) do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, p. 36–62, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000100006>.

URBAN, D. Espécies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andreninae) do Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 23–34, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000100005>.

USGS Disponível em: <<https://www.usgs.gov/>>. Acesso em: 05 nov. 2019.

VALIDO, A.; RODRÍGUES-RODRÍGUES, M. C.; JORDANO, P. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1–11, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41271-5>.

VANBERGEN, A. J.; INSECT POLLINATORS INITIATIVE. Threats to an ecosystem service: pressures on Pollinators. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, p. 251–259, 2013. <https://doi.org/10.1890/120126>.

VÁZQUEZ, D. P.; MELIÁN, C. J.; WILLIAMS, N. M.; BLÜTHGEN, N.; KRASNOV, B. R.; POULIN, R. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological

networks. **Oikos**, v. 116, p. 1120–1127, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15828.x>.

VENTURIERI, C. G.; ALVES, D. A.; VILLAS-BÔAS, J. K.; CARVALHO, C. A. L.; MENEZES, C.; VOLLET-NETO, A.; CONTRETA, F. A. L.; CORTOPASSI-LAURINO, M.; NOGUEIRA-NETO, P.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. Meliponicultura no Brasil: situação atual e perspectivas futuras para o uso na polinização agrícola. In: Imperatriz-Fonseca V.L., Canhos D., Alves D.A., Saraiva A.M. (Org.) **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. São Paulo: EDUSP, 2012.

VIEIRA, C. H. S. D.; BIONDI, D. Análise da dinâmica da cobertura vegetal de Curitiba, PR (de 1986 a 2004), utilizando imagens Landsat TM. **Revista Árvore**, v. 32, p. 479–487, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000300010>.

VIELLÉGER, S.; MASON, N.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional. **Ecology**, v. 89, pp. 2290-2301, 2008. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.

WASTIAN, L.; UNTERWEGER, P. A.; BETZ, O. Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). **Journal of Hymenoptera Research**, v. 49, p. 51–63, 2016. <https://doi.org/10.3897/JHR.49.7929>.

WEISS, G. A fauna de abelhas (Hymenoptera, Apidae) do Parque Estadual de Campinhos, Paraná, Brasil. **Monografia de conclusão de curso**, 44, 2008.

WENZEL, A.; GRASS, I.; BELAVADI, V. V. TSCHARNTKE, T. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. **Biological Conservation**, v. 241, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>.

WILLIAMS, N. M.; MINCKLEY, R. L.; SILVEIRA, F. A. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. **Conservation Ecology**, v. 5, 2001. <https://doi.org/10.5751/ES-00259-050107>.

WILLIAMS, N. S. G.; HAHS, A. K.; VESK, P. A. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 17, p. 78–86, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>.

WINFREE, R.; BARTOMEUS, I.; CARIVEAU, D. P. Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 1–22, 2011. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>.

WITTER, S.; LOPES, L. A.; LISBOA, B. B.; BLOCHTEIN, B.; MONDIN, C. A.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. Abelhas sem ferrão no Rio Grande do Sul: distribuição geográfica, árvores importantes para nidificação e sustentabilidade regional. **Revista Mensagem Doce**, v. 100, p. 1–4, 2009.

WOODCOCK, B. A.; EDWARDS, M.; REDHEAD, J.; MEEK, W. R.; NUTTALL, P.; FALK, S.; NOWAKOWSKI, M.; PYWELL, R. F. Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: behavioral differences and diversity responses to landscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 171, p. 1–8, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.005>.

WRIGHT, I. R.; ROBERTS, S. P. M. COLLINS, B. E. Evidence of forage distance limitations for small bees (Hymenoptera: Apidae). **European Journal of Entomology**, v. 112, p. 000–000, 2015. <https://doi.org/10.14411/eje.2015.028>.

XIE, Z.; QIU, J.; CHEN, X. Decline of nest site availability and nest density of underground bees along a distance gradient from human settlements. **Entomological Science**, v. 16, p. 170–178, 2013. <https://doi.org/10.1111/ens.12009>.

YOUNG, C. H.; JARVIS, P. J. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black County, UK. **Landscape Ecology**, v. 16, p. 643–658, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1013108005347>.

ZANETTE, L. R. S.; MARTINS, R. P.; RIBEIRO, S. P. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, p. 105–121, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.003>.

ZONTA, A. C.; FIGUEIREDO, S. A.; DALCO, V. S. Caracterização da fragilidade ambiental de Curitiba - PR utilizando geoprocessamento. Anais do 4o Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, p. 28–38, 2012.

MATERIAL SUPLEMENTAR 1. DETALHAMENTO DA METODOLOGIA REALIZADA PARA A OBTENÇÃO DOS DADOS DE PAISAGEM

Para a obtenção da imagem de satélite do Landsat 8 obtida a partir do site do Centro de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (USGS), é necessário especificar a região de estudo, a amplitude temporal que será realizada a busca da imagem (aqui foi utilizada entre março de 2016 a março de 2017) e qual o satélite se deseja utilizar (aqui o Landsat, especificando Landsat Collection 1 Level 1 – Landsat 8 OLI/TIRS C1 Level-1). Dentre as possibilidades de imagens buscou-se pela mais nítida, ou seja, a que não possuía nuvens sobre a região de interesse. A imagem selecionada para este estudo foi a LC08_L1TP_220078_20160425_20170326_01_71, adquirida em 25 de abril de 2016.

O processamento das imagens, durante a classificação semi-automática do uso do solo foi realizado sobre as Bandas 2 a 7. Primeiro é realizado um corte das imagens para que elas se restrinjam apenas à área de estudo para então serem pré-processadas. Nesta etapa deve ser realizada a conversão da radiância (associada a cada pixel) para reflectância (que fornecerá a assinatura espectral de cada pixel), bem como a correção atmosférica (DOS1) das imagens. Os arquivos corrigidos são então utilizados para a classificação semiautomática do uso do solo. O complemento (SCP) realiza nesta etapa um ROI (*Region of Interest*) com os pixels que possuem uma maior semelhança com relação aos valores de *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), obtendo assim uma margem de assinatura espectral para cada classe de solo que se deseja criar.

O arquivo (*raster*) criado por meio deste procedimento foi então pós-processado manualmente para que os pequenos erros da classificação fossem corrigidos. Para este procedimento se insere o *raster* nos *Band Set* do SCP. A edição é realizada através da função *edit raster*, pela opção de seleção de polígonos (onde os pixels de dentro dos mesmos são modificados quando necessário). A categoria de uso do solo de cada pixel foi definida pela categoria que compunha mais de 50% do pixel. Para a edição do *raster* neste complemento do software QGIS (SCP), é preciso fechar e abrir o software novamente. Para auxiliar o procedimento de edição insere-se nas *camadas* (*layers*) do programa um Mapa Base juntamente com o arquivo (*raster*) criado. Neste trabalho foi utilizada a imagem do Google satélite. Não é necessária a edição de todo o *raster*, apenas ao redor das áreas onde foram realizadas as coletas, ou seja, nos *buffers* pré-definidos.

Para a criação dos *buffers* é preciso inserir uma nova camada (*shapefile*) no *raster* da classificação do uso do solo, e adicionar nesse *shapefile* o ponto na região central de cada coleta (centroides). Foi utilizado o complemento MMQGis do software QGIS para a definição dos *buffers*, que

foram recortados do *raster* através da função *clip multiple raster* do complemento SCP (utilizando a opção *use vector for clipping*), para que as métricas da paisagem pudessem ser calculadas.

As métricas, tanto da paisagem como um todo, quanto das classes de uso do solo que compõem a paisagem foram calculadas através do programa *Fragstats* (MCGARIGAL e MARKS 1995). Neste programa as métricas são obtidas em *Analysis parameter*. Para este estudo foram obtidas tanto métricas das classes (categorias do uso do solo) quanto da paisagem, selecionando a regra da vizinhança de oito células, que considera como vizinhas as oito células que se encontram ao redor da célula central. Para a obtenção das métricas se insere uma nova camada ao programa (*Input layers: Add layer*), abrindo os arquivos de dados do tipo GeoTIFFgrid(.tif) e definindo o arquivo que se deseja medir as métricas, neste caso o *buffer* recortado (normalmente com o prefixo *clip*). Nesta etapa não se deve esquecer de mudar o valor do *background value*, apenas para que ele fique diferente do valor do *no data value*. Os resultados são salvos (*Save run as...*) e devem ser abertos no editor de planilhas (Dados: Obter Dados Externos: De Texto). Este procedimento foi realizado para cada *buffer* (500m, 1km, 1,5km e 2km) das dez áreas de estudo e também para os três tipos de classificação de uso do solo descritos acima.

MATERIAL SUPLEMENTAR 2. ESPÉCIES DE ABELHAS COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE ABUNDÂNCIA, ÍNDICE DE ESPECIALIZAÇÃO E GRUPOS FUNCIONAIS AOS QUAIS PERTENCEM. COMPORTAMENTO: (SO) SOLITÁRIO, (P_E) PRIMITIVAMENTE EUSSOCIAL, (A_E) ALTAMENTE EUSSOCIAL. NIDIFICAÇÃO: (S) SOLO, (C) CAVIDADE, (F) FORA DE CAVIDADE. HÁBITO ALIMENTAR: (O) OLIGOLÉTICO, (P) POLILÉTICO

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
Andreninae					
Calliopsini					
<i>Acamptopoeum prini</i> (Holmberg, 1884)	3	0.28	SO	S	P
<i>Callonychium</i> (<i>Callonychium</i>) <i>petuniae</i> Cure & Wittmann, 1990	1		SO	S	O
Protandrenini					
<i>Anthrenoides admirabilis</i> Urban, 2005	1	0.00	SO	S	O
<i>Anthrenoides alvarengai</i> Urban, 2007	2	0.39	SO	S	O
<i>Anthrenoides antonii</i> Urban, 2005	6	0.88	SO	S	O
<i>Anthrenoides araucariae</i> Urban, 2005	9	0.60	SO	S	O
<i>Anthrenoides corrugatus</i> Urban, 2005	1	0.29	SO	S	O
<i>Anthrenoides larocai</i> Urban, 2005	1	0.70	SO	S	O
<i>Anthrenoides meridionalis</i> (Schrottky, 1906)	63	0.54	SO	S	O
<i>Anthrenoides ornatus</i> Urban, 2005	17	0.34	SO	S	O
<i>Anthrenoides paolae</i> Urban, 2005	27	0.39	SO	S	O
<i>Anthrenoides petuniae</i> Urban, 2005	1	1.00	SO	S	O
<i>Anthrenoides rodrigoii</i> Urban, 2005	3	0.36	SO	S	O
<i>Anthrenoides</i> sp. 01	2	0.31	SO	S	O
<i>Cephalurgus anomalus</i> Moure & Lucas de Oliveira, 1962	6	0.67	SO	S	O
<i>Psaenythia annulata</i> Gerstaecker 1868	14	0.31	SO	S	P
<i>Psaenythia bergii</i> Holmberg 1884	60	0.45	SO	S	P
<i>Psaenythia capito</i> Gerstaecker, 1868	2	0.32	SO	S	P
<i>Psaenythia collaris</i> Schrottky, 1906	21	0.31	SO	S	P
<i>Psaenythia quadrifasciata</i> Friese, 1908	5	0.64	SO	S	P
<i>Psaenythia</i> sp. 1	1	0.32	SO	S	P
<i>Psaenythia</i> sp. 2	3	0.59	SO	S	P
<i>Rhophitulus politus</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	19	0.72	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 1	12	0.46	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 3	109	0.60	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 4	10	0.48	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 5	11	0.93	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 6	2	0.31	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 7	4		SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 8	22	0.66	SO	S	O
<i>Rhophitulus</i> sp. 9	30	0.50	SO	S	O
Apinae					
Bombini					
<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>morio</i> (Swederus, 1787)	155	0.44	P_E	F	P
<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>pauloensis</i> Friese, 1913	152	0.34	P_E	F	P
Euglossini					
<i>Eulaema</i> (<i>Apeulaema</i>) <i>nigrita</i> Lepeletier, 1841	1		SO	S	P
Meliponini					
<i>Lestrimelitta sulina</i> Marchi & Melo, 2006	1		A_E	C	P
<i>Melipona</i> (<i>Eomelipona</i>) <i>bicolor</i> Lepeletier, 1836	2	0.55	A_E	C	P
<i>Melipona</i> (<i>Eomelipona</i>) <i>marginata</i> Lepeletier, 1836	47	0.48	A_E	C	P

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Melipona (Melipona) quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	69	0.48	A_E	C	P
<i>Melipona (Michmelia) scutellaris</i> Latreille, 1811	10	0.61	A_E	C	P
<i>Nannotrigona testaceicornis</i> (Lepeletier, 1836)	17	0.41	A_E	C	P
<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	581	0.30	A_E	S	P
<i>Partamona helleri</i> (Friese, 1900)	60	0.48	A_E	F	P
<i>Plebeia droryana</i> (Friese, 1900)	55	0.42	A_E	F	P
<i>Plebeia emerina</i> (Friese, 1900)	229	0.40	A_E	F	P
<i>Plebeia remota</i> (Holmberg, 1903)	50	0.56	A_E	F	P
<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	267	0.46	A_E	F	P
<i>Scaptotrigona postica</i> (Latreille, 1807)	2	0.12	A_E	F	P
<i>Schwarziana quadripunctata</i> (Lepeletier, 1836)	104	0.33	A_E	S	P
<i>Tetragonisca fiebrigi</i> (Schwarz, 1938)	344	0.39	A_E	F	P
<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	573	0.47	A_E	F	P
Centridini					
<i>Centris (Centris) varia</i> (Erichson, 1849)	2	0.55	SO	S	O
<i>Centris (Hemisiella) trigonoides</i> Lepeletier, 1841	15	0.42	SO	C	O
<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	9	0.29	SO	C	O
<i>Centris (Melacentris) cfr. lateritia</i> Friese, 1899	2	0.43	SO	S	O
Emphorini					
<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	40	0.49	SO	S	O
<i>Ptilothrix relata</i> (Holmberg, 1903)	1	0.00	SO	S	O
Eucerini					
<i>Gaesischia (Gaesischia) fulgurans</i> (Holmberg, 1903)	3	0.59	SO	S	O
<i>Gaesischia (Gaesischia) undulata</i> Urban, 1989	2	0.29	SO	S	O
<i>Gaesischia (Gaesischiopsis) aurea</i> Urban, 1968	1	0.33	SO	S	O
<i>Gaesischia (Gaesischiopsis) flavoclypeata</i> Michener, LaBerge & Moure, 1955	2	0.29	SO	S	O
<i>Melissodes (Ecplectica) nigroaenea</i> (Smith, 1854)	4	0.23	SO	S	P
<i>Melissoptila aureocincta</i> Urban, 1968	38	0.58	SO	S	O
<i>Melissoptila buzzii</i> Urban, 1998	28	0.41	SO	S	O
<i>Melissoptila cnecomala</i> (Moure, 1944)	4	0.19	SO	S	O
<i>Melissoptila fiebrigi</i> Brèthes, 1909	8	0.63	SO	S	O
<i>Melissoptila larocai</i> Urban, 1998	9	0.38	SO	S	O
<i>Melissoptila minarum</i> (Bertoni & Schrottkey, 1910)	4	0.68	SO	S	O
<i>Melissoptila paraguayensis</i> (Brèthes, 1909)	18	0.34	SO	S	O
<i>Melissoptila richardiae</i> Bertoni & Schrottkey, 1910	1	0.17	SO	S	O
<i>Melissoptila setigera</i> Urban, 1998	53	0.40	SO	S	O
<i>Melissoptila thoracica</i> (Smith, 1854)	54	0.41	SO	S	O
<i>Melissoptila vulpecula</i> Bertoni & Schrottkey, 1910	8	0.34	SO	S	O
<i>Peponapis fervens</i> (Smith, 1879)	1	0.00	SO	S	O
<i>Thygater (Nectarodiaeta) paranaensis</i> Urban, 1967	3	0.73	SO	S	P
<i>Thygater (Nectarodiaeta) sordidipenis</i> Moure, 1941	2	0.36	SO	S	P
<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)	75	0.57	SO	S	P
Exomalopsini					
<i>Exomalopsis (Diomalopsis) bicellularis</i> Michener & Moure, 1957	4	0.60	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Exomalopsis) analis</i> Spinola 1853	40	0.30	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Exomalopsis) vernoniae</i> Schrottkey, 1909	22	0.31	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Exomalopsis) sp. 01</i>	44	0.31	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Exomalopsis) sp. 02</i>	20	0.28	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) aureosericea</i> Friese, 1899	18	0.37	SO	S	P

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) perikalles</i> Silveira & Almeida, 2009	3	0.58	SO	S	P
<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) trifasciata</i> Brèthes, 1910	9	0.54	SO	S	P
Nomadini					
<i>Brachynomada</i> sp. 01	2	0.37	CL	NA	NA
<i>Brachynomada</i> sp. 03	1	0.27	CL	NA	NA
<i>Leiopodus lacertinus</i> Smith, 1854	3	0.19	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 1	1	0.24	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 2	1	0.18	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 3	5	0.33	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 4	4	0.20	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 5	12	0.33	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 6	6	0.32	CL	NA	NA
<i>Nomada</i> sp. 7	1	0.17	CL	NA	NA
<i>Pseudepeolus angustatus</i> (Moure, 1954)	9	0.32	CL	NA	NA
<i>Trophocleptria variolosa</i> Holmberg, 1886	2	0.77	CL	NA	NA
<i>Trophocleptria</i> sp. 01	2	0.59	CL	NA	NA
Osirini					
<i>Osiris</i> sp. 03	1	0.17	CL	NA	NA
<i>Parepeolus minutus</i> Roig-Alsina, 1989	1	0.67	CL	NA	NA
Tapinotaspidini					
<i>Arhysoceble picta</i> (Fries, 1899)	1		SO	S	P
<i>Lanthanomelissa betinae</i> Urban, 1995	28	0.48	SO	S	O
<i>Lanthanomelissa clementis</i> Urban, 1995	7	0.35	SO	S	O
<i>Lophopedia nigrispinis</i> (Vachal, 1909)	4	0.31	SO	C	O
<i>Lophopedia pygmaea</i> (Schrottky, 1902)	24	0.31	SO	C	O
<i>Monoeca xanthopyga</i> Harter-Marques, Cunha & Moure, 2001	2	0.56	SO	S	O
<i>Paratetrapedia fervida</i> (Smith, 1879)	7	0.35	SO	C	O
<i>Trigonopedia</i> sp. 01	3	0.26	SO	S	O
<i>Trigonopedia</i> sp. 03	5	0.26	SO	S	O
Tetrapediini					
<i>Tetrapedia diversipes</i> Klug, 1810	26	0.31	SO	C	P
Xylocopini					
<i>Ceratina (Ceratinula) melanochoa</i> (Moure, 1941)	40	0.48	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula) oxalidis</i> Schrottky, 1907	24	0.23	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula) sclerops</i> Schrottky, 1907	92	0.28	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 01	4	0.35	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 02	12	0.25	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 03	1	0.20	SO	F	P
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp. 04	35	0.42	SO	F	P
<i>Ceratina (Crewella) asuncionis</i> Strand, 1910	38	0.33	SO	F	P
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp. 03	158	0.43	SO	F	P
<i>Ceratina (Neoclavicera) asunciana</i> Strand, 1910	5	0.16	SO	F	P
<i>Ceratina (Neoclavicera) richardsoniae</i> Schrottky, 1909	100	0.33	SO	F	P
<i>Ceratina (Neoclavicera) subcarinata</i> Roig-Alsina, 2013	15	0.42	SO	F	P
<i>Ceratina (Neoclavicera) umbricosta</i> Roig-Alsina, 2013	5	0.40	SO	F	P
<i>Ceratina (Rhysoceratina) canaliculata</i> Roig-Alsina, 2016	9	0.26	SO	F	P
<i>Ceratina (Rhysoceratina) stilbonota</i> Moure, 1941	141	0.30	SO	F	P
<i>Ceratina (Rhysoceratina) volitans</i> Schrottky, 1907	1	0.24	SO	F	P
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) augusti</i> Lepeletier, 1841	20	0.47	SO	C	P

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis</i> (Olivier, 1789)	14	0.57	SO	C	P
<i>Xylocopa (Stenoxycopa) artifex</i> Smith, 1874	6	0.77	SO	C	P
Colletinae					
Colletini					
<i>Colletes argentinus</i> Friese, 1908	15	0.70	SO	S	P
<i>Colletes michenerianus</i> Moure, 1956	1	0.37	SO	S	P
<i>Colletes rugicollis</i> Friese, 1900	6	0.25	SO	S	P
Hylaeini					
<i>Hylaeus (Hylaeopsis) cecidonastes</i> Moure, 1972	1	0.00	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 01	20	0.28	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 02	34	0.38	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 03	8	0.23	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 04	3	0.43	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 05	42	0.36	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 06	28	0.27	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 07	2	0.30	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 08	25	0.29	SO	F	P
<i>Hylaeus</i> sp. 09	2	0.47	SO	F	P
Neopasephaeini					
<i>Belopria zonata</i> Moure, 1956	1	0.11	SO	S	O
<i>Belopria</i> sp. 02	1	0.20	SO	S	O
<i>Bicolletes tauraphilus</i> Laroca & Almeida, 2005	5	0.62	SO	S	O
<i>Ctenosibyne cingulata</i> (Moure, 1956)	4	0.32	SO	S	O
<i>Eulonchopria psauenyithioides</i> Brêthes, 1909	1	0.11	SO	S	O
<i>Tetraglossula anthracina</i> (Michener, 1989)	77	0.59	SO	S	O
Xeromelissini					
<i>Chilicola (Oediscelisca)</i> sp. 01	8	0.44	SO	F	P
<i>Chilicola (Oediscelisca)</i> sp. 02	5	0.29	SO	F	P
<i>Chilicola (Prosopoides)</i> cfr. <i>prosopoides</i> (Ducke, 1907)	21	0.49	SO	F	P
Halictinae					
Augochlorini					
<i>Augochlora (Augochlora) caeruleior</i> Cockerell, 1900	29	0.28	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) cydippe</i> (Schrottky, 1910)	38	0.23	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) daphnis</i> Smith, 1853	547	0.28	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) nausicaa</i> (Schrottky, 1909)	41	0.27	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) perimelas</i> Cockerell, 1900	5	0.18	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) phoemonoe</i> (Schrottky, 1909)	74	0.22	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora) seitzii</i> Cockerell, 1929	17	0.51	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora)</i> sp. 01	2	0.21	P_E	C	P
<i>Augochlora (Augochlora)</i> sp. 02	2	0.42	P_E	C	P
<i>Augochlora (Oxystoglossella) iphigenia</i> Holmberg, 1886	276	0.32	P_E	S	P
<i>Augochlora (Oxystoglossella) morrae</i> (Strand, 1910)	73	0.25	P_E	S	P
<i>Augochlorella ephyra</i> (Schrottky, 1910)	78	0.19	P_E	S	P
<i>Augochlorella iopoecila</i> Moure, 1950	15	0.46	P_E	S	P
<i>Augochlorella urania</i> (Smith, 1853)	49	0.27	P_E	S	P
<i>Augochlorella acarinata</i> Coelho, 2004	3	0.34	P_E	S	P
<i>Augochloropsis (Augochloropsis) brachycephala</i> Moure, 1943	169	0.34	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Augochloropsis)</i> sp. 11	1	0.20	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Glyptobasia) chloera</i> (Moure, 1940)	2	0.18	SO	S	P

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) cleopatra</i> (Schrottky, 1902)	21	0.43	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) cupreola</i> (Cockerell, 1900)	42	0.23	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) iris</i> (Schrottky, 1902)	2	0.39	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) multiplex</i> (Vachal, 1903)	43	0.41	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sparsilis</i> (Vachal, 1903)	102	0.39	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 02</i>	16	0.30	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 03</i>	27	0.17	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 05</i>	38	0.37	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 09</i>	51	0.20	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 10</i>	2	0.11	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 11</i>	1	0.12	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 12</i>	1	0.27	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 13</i>	2	0.36	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 14</i>	1	0.39	SO	S	P
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 15</i>	2	0.49	SO	S	P
<i>Ceratalictus psoraspis</i> (Vachal, 1911)	8	0.35	SO	S	P
<i>Corynurella cognata</i> Gonçalves, 2010	1	0.34	SO	S	P
<i>Halicillulus loureiroi</i> (Moure, 1941)	16	0.42	SO	S	P
<i>Megommation insigne</i> (Smith, 1853)	2	0.42	SO	S	P
<i>Neocorynura atromarginata</i> (Cockerell, 1901)	6	0.24	SO	S	P
<i>Neocorynura codion</i> (Vachal, 1904)	299	0.34	SO	S	P
<i>Neocorynura dilutipes</i> (Vachal, 1904)	73	0.26	SO	S	P
<i>Neocorynura hebe</i> Gonçalves, 2019	2	0.09	SO	S	P
<i>Neocorynura iopodion</i> (Vachal, 1904)	4	0.24	SO	S	P
<i>Neocorynura laevistriata</i> Gonçalves, 2019	7	0.18	SO	S	P
<i>Neocorynura roxane</i> (Schrottky, 1909)	2	0.23	SO	S	P
<i>Paroxystoglossa andromache</i> (Schrottky, 1909)	10	0.21	SO	S	P
<i>Paroxystoglossa brachycera</i> Moure, 1960	15	0.44	SO	S	P
<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)	5	0.37	SO	S	P
<i>Paroxystoglossa spiloptera</i> Moure, 1960	1	0.11	SO	S	P
<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	13	0.48	SO	S	P
<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008	30	0.53	SO	S	P
<i>Rhectomia pumilla</i> Moure, 1947	6	0.31	SO	S	P
<i>Rhinocorynura vernoniae</i> (Schrottky, 1914)	46	0.56	P_E	S	P
<i>Temnosoma</i> sp. 01	8	0.35	CL	NA	NA
<i>Temnosoma</i> sp. 02	3	0.30	CL	NA	NA
<i>Temnosoma</i> sp. 03	8	0.40	CL	NA	NA
<i>Thectochlora alaris</i> (Vachal, 1904)	1	0.65	SO	S	P
Caenohalictini					
<i>Agapostemon (Notagapostemon) semimelleus</i> Cockerell, 1900	65	0.27	SO	S	P
<i>Caenohalictus curtipiceps</i> (Vachal, 1903)	25	0.48	SO	S	P
<i>Caenohalictus incertus</i> (Schrottky, 1902)	9	0.24	SO	S	P
<i>Caenohalictus</i> cfr. <i>palumbes</i> (Vachal, 1903)	2	0.12	SO	S	P
<i>Caenohalictus palumbes</i> (Vachal, 1903)	2	0.37	SO	S	P
<i>Caenohalictus tessellatus</i> (Moure, 1940)	39	0.35	SO	S	P
<i>Caenohalictus</i> sp. 01	4	0.15	SO	S	P
<i>Habralictus canaliculatus</i> Moure, 1941	23	0.36	SO	S	P
<i>Habralictus macrospilophorus</i> Moure, 1941	14	0.28	SO	S	P
<i>Oragapostemon divaricatus</i> (Vachal, 1904)	9	0.27	SO	S	P

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Pseudagapostemon (Neagapostemon) cyanomelas</i> Cure, 1989	15	0.37	SO	S	P
<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) cyaneus</i> Moure & Sakagami, 1984	1	0.34	SO	S	P
<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) pruinosus</i> Moure & Sakagami, 1984	166	0.37	SO	S	P
Halictini					
<i>Dialictus nanus</i> (Smith, 1879)	28	0.24	P_E	S	P
<i>Dialictus opacus</i> (Moure, 1940)	143	0.42	P_E	S	P
<i>Dialictus phaedrus</i> (Schrottky, 1910)	23	0.29	P_E	S	P
<i>Dialictus rostratus</i> (Moure, 1947)	1	0.00	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 01	14	0.28	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 02	173	0.30	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 03	8	0.25	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 04	9	0.23	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 05	31	0.22	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 06	1	0.55	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 07	114	0.26	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 08	4	0.17	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 09	32	0.28	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 11	15	0.27	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 12	156	0.24	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 13	5	0.20	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 14	11	0.27	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 15	64	0.22	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 16	17	0.25	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 17	4	0.16	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 18	2	0.65	P_E	S	P
<i>Dialictus</i> sp. 19	1	0.55	P_E	S	P
Sphecodini					
<i>Microsphecodes russeiclypeatus</i> (Sakagami & Moure, 1962)	2	0.16	CL	NA	NA
<i>Sphecodes brasiliensis</i> Schrottky, 1910	1	0.00	CL	NA	NA
<i>Sphecodes</i> sp. 01	5	0.11	CL	NA	NA
<i>Sphecodes</i> sp. 02	1	0.11	CL	NA	NA
<i>Sphecodes</i> sp. 03	1	0.34	CL	NA	NA
<i>Sphecodes</i> sp. 04	1	0.36	CL	NA	NA
<i>Sphecodes</i> sp. 05	1	0.11	CL	NA	NA
Megachilinae					
Anthidiini					
<i>Anthidium manicatum</i> (Linnaeus, 1758)	4	0.50	SO	F	P
<i>Anthodioctes claudii</i> Urban, 1999	3	0.41	SO	F	P
<i>Anthodioctes megachiloides</i> Holmberg, 1903	2	0.49	SO	F	P
<i>Ctenanthidium gracile</i> Urban, 1993	1	0.73	SO	F	P
<i>Dicranthidium</i> aff. <i>soniae</i> Urban, 1993	3	0.18	SO	F	P
<i>Dicranthidium</i> sp. 01	1	0.27	SO	F	P
<i>Epanthidium autumnale</i> (Schrottky, 1909)	3	0.29	SO	F	P
<i>Epanthidium nectarinioides</i> (Schrottky, 1902)	5	0.34	SO	F	P
<i>Hypanthidium divaricatum</i> (Smith, 1854)	13	0.30	SO	F	P
<i>Moureanthidium paranaense</i> Urban, 1995	9	0.24	SO	F	P
<i>Moureanthidium subarenarium</i> (Schwarz, 1933)	2	0.36	SO	F	P
Megachilini					
<i>Coelioxys (Acrocoelioxys) tolteca</i> Cresson, 1878	39	0.34	CL	NA	NA

Espécie de abelha	Abundância	Índice de especialização	Comportamento	Nidificação	Hábito alimentar
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 01	12	0.23	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 02	1		CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 03	1	0.18	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>cerasiopleura</i> Holmberg, 1903	4	0.29	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>chacoensis</i> Holmberg, 1903	1	0.12	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) sp. 01	1	0.59	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) <i>praetextata</i> Haliday, 1836	1	0.27	CL	NA	NA
<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) sp. 01	2	0.17	CL	NA	NA
<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) <i>lentifera</i> Vachal, 1909	5	0.38	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) sp. 01	3	0.17	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>facialis</i> Vachal, 1909	2	0.22	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>susurrans</i> Haliday, 1836	49	0.32	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>trigonaspis</i> Schrottky, 1913	3	0.18	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) sp. 01	2	0.35	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) cfr. <i>tuberculifera</i> Schrottky, 1913	10	0.35	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) sp. 01	11	0.37	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachina</i>) sp. 01	1		SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) <i>aetheria</i> Mitchell, 1930	13	0.52	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) <i>paulistana</i> Schrottky, 1902	6	0.20	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) sp. 01	2	0.16	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Melanosarus</i>) aff. <i>brasiliensis</i> Dalla Torre, 1896	6	0.31	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>apicipennis</i> Schrottky, 1902	163	0.32	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>maculata</i> Smith, 1853	12	0.24	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>nigropilosa</i> Schrottky, 1902	8	0.27	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Pseudocentron</i>) <i>curvipes</i> Smith, 1853	21	0.32	SO	C	P
<i>Megachile</i> (<i>Tylomegachile</i>) <i>orba</i> Schrottky, 1913	2	0.88	SO	C	P
<i>Megachile</i> sp. 01	2		SO	C	P
<i>Megachile</i> sp. 02	7	0.36	SO	C	P

* Espécies sem valor de índice de especialização não foram coletadas em flores

MATERIAL SUPLEMENTAR 3. ESPÉCIES DE ABELHAS E AS RESPECTIVAS ÁREAS ONDE FORAM COLETADAS.
PARA LEGENDA DAS SIGLAS VER TABELA 1.

Espécie de abelha	SJP	CJB	PIGUA	PATU	PTA	PTI	PP	QGAC	QGEN	QMAN
Andreninae										
Calliopsini										
<i>Acamptopoeum prini</i> (Holmberg, 1884)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Callonychium</i> (<i>Callonychium</i>) <i>petuniae</i> Cure & Wittmann, 1990	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Protandrenini										
<i>Anthrenoides admirabilis</i> Urban, 2005	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anthrenoides alvarengai</i> Urban, 2007	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anthrenoides antonii</i> Urban, 2005	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Anthrenoides araucariae</i> Urban, 2005	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0
<i>Anthrenoides corrugatus</i> Urban, 2005	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anthrenoides larocai</i> Urban, 2005	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthrenoides meridionalis</i> (Schrottky, 1906)	3	4	11	7	5	3	12	6	1	11
<i>Anthrenoides ornatus</i> Urban, 2005	0	0	1	2	4	0	0	7	0	3
<i>Anthrenoides paolae</i> Urban, 2005	0	7	7	3	1	2	0	1	6	0
<i>Anthrenoides petuniae</i> Urban, 2005	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anthrenoides rodrigo</i> Urban, 2005	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anthrenoides</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cephalurgus anomalus</i> Moure & Lucas de Oliveira, 1962	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0
<i>Psaenythia annulata</i> Gerstaecker 1868	4	0	5	0	1	1	0	2	0	1
<i>Psaenythia bergii</i> Holmberg 1884	9	20	4	0	0	0	0	1	3	23
<i>Psaenythia capito</i> Gerstaecker, 1868	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Psaenythia collaris</i> Schrottky, 1906	0	5	5	1	2	2	0	1	2	3
<i>Psaenythia quadrifasciata</i> Friese, 1908	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Psaenythia</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psaenythia</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Rhophitulus politus</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	1	1	1	0	1	1	3	1	0	10
<i>Rhophitulus</i> sp. 1	0	0	0	6	0	2	0	4	0	0
<i>Rhophitulus</i> sp. 3	15	39	6	23	3	18	0	1	4	0
<i>Rhophitulus</i> sp. 4	4	0	4	1	1	0	0	0	0	0
<i>Rhophitulus</i> sp. 5	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhophitulus</i> sp. 6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Rhophitulus</i> sp. 7	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Rhophitulus</i> sp. 8	1	0	0	1	19	0	0	0	0	1
<i>Rhophitulus</i> sp. 9	0	0	9	0	0	16	0	3	0	2
Apinae										
Bombini										
<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>morio</i> (Swederus, 1787)	5	27	20	20	10	6	9	30	18	10
<i>Bombus</i> (<i>Fervidobombus</i>) <i>pauloensis</i> Friese, 1913	11	12	23	13	22	17	1	31	12	10
Euglossini										
<i>Eulaema</i> (<i>Apeulaema</i>) <i>nigrita</i> Lepeletier, 1841	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Meliponini										
<i>Lestrimelitta sulina</i> Marchi & Melo, 2006	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Melipona</i> (<i>Eomelipona</i>) <i>bicolor</i> Lepeletier, 1836	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Melipona</i> (<i>Eomelipona</i>) <i>marginata</i> Lepeletier, 1836	1	1	0	5	4	32	0	0	4	0
<i>Melipona</i> (<i>Melipona</i>) <i>quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	0	7	16	25	1	5	0	5	5	5
<i>Melipona</i> (<i>Michmelia</i>) <i>scutellaris</i> Latreille, 1811	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Nannotrigona testaceicornis</i> (Lepeletier, 1836)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	15
<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	0	1	134	69	213	163	0	1	0	0
<i>Partamona helleri</i> (Friese, 1900)	0	0	9	2	5	21	22	0	0	1
<i>Plebeia droryana</i> (Friese, 1900)	0	0	4	0	2	21	20	8	0	0
<i>Plebeia emerina</i> (Friese, 1900)	39	0	0	28	1	5	42	30	61	23

Espécie de abelha	SJP	CJB	PIGUA	PATU	PTA	PTI	PP	QGAC	QGEN	QMAN
<i>Plebeia remota</i> (Holmberg, 1903)	0	0	23	0	0	25	0	2	0	0
<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	18	44	3	4	0	22	62	29	54	31
<i>Scaptotrigona postica</i> (Latreille, 1807)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Schwarziana quadripunctata</i> (Lepeletier, 1836)	0	0	32	22	26	24	0	0	0	0
<i>Tetragonisca fiebrigi</i> (Schwarz, 1938)	4	59	28	51	64	52	11	21	11	43
<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	44	103	55	45	69	77	31	43	81	25
Centridini										
<i>Centris</i> (<i>Centris</i>) <i>varia</i> (Erichson, 1849)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Centris</i> (<i>Hemisiella</i>) <i>trigonoides</i> Lepeletier, 1841	0	2	0	4	3	0	1	5	0	0
<i>Centris</i> (<i>Hemisiella</i>) <i>tarsata</i> Smith, 1874	0	1	1	1	0	3	0	1	1	1
<i>Centris</i> (<i>Melacentris</i>) cfr. <i>lateritia</i> Friese, 1899	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Emphorini										
<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	0	7	10	8	6	3	0	0	2	4
<i>Ptilothrix relata</i> (Holmberg, 1903)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Eucerini										
<i>Gaesischia</i> (<i>Gaesischia</i>) <i>fulgurans</i> (Holmberg, 1903)	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gaesischia</i> (<i>Gaesischia</i>) <i>undulata</i> Urban, 1989	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Gaesischia</i> (<i>Gaesischiopsis</i>) <i>aurea</i> Urban, 1968	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gaesischia</i> (<i>Gaesischiopsis</i>) <i>flavoclypeata</i> Michener, LaBerge & Moure, 1955	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melissodes</i> (<i>Eclectica</i>) <i>nigroaenea</i> (Smith, 1854)	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melissoptila aureocincta</i> Urban, 1968	2	9	2	15	0	0	0	4	6	0
<i>Melissoptila buzzii</i> Urban, 1998	3	4	1	10	0	2	0	0	6	2
<i>Melissoptila cnecomala</i> (Moure, 1944)	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Melissoptila fiebrigi</i> Brèthes, 1909	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
<i>Melissoptila larocai</i> Urban, 1998	3	0	4	0	0	0	0	0	2	0
<i>Melissoptila minarum</i> (Bertoni & Schrottky, 1910)	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Melissoptila paraguayensis</i> (Brèthes, 1909)	1	0	7	0	0	0	0	10	0	0
<i>Melissoptila richardiae</i> Bertoni & Schrottky, 1910	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melissoptila setigera</i> Urban, 1998	8	20	1	12	0	1	0	0	2	9
<i>Melissoptila thoracica</i> (Smith, 1854)	15	2	0	0	1	2	0	15	4	15
<i>Melissoptila vulpecula</i> Bertoni & Schrottky, 1910	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peponapis fervens</i> (Smith, 1879)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Thygater</i> (<i>Nectarodiaeta</i>) <i>paranaensis</i> Urban, 1967	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Thygater</i> (<i>Nectarodiaeta</i>) <i>sordidipenis</i> Moure, 1941	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thygater</i> (<i>Thygater</i>) <i>analís</i> (Lepeletier, 1841)	1	11	9	13	4	4	6	9	8	10
Exomalopsini										
<i>Exomalopsis</i> (<i>Diomalopsis</i>) <i>bicellularis</i> Michener & Moure, 1957	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Exomalopsis</i> (<i>Exomalopsis</i>) <i>analís</i> Spinola 1853	0	3	1	5	1	0	1	14	5	10
<i>Exomalopsis</i> (<i>Exomalopsis</i>) <i>vernoniae</i> Schrottky, 1909	0	0	4	0	2	0	3	1	0	12
<i>Exomalopsis</i> (<i>Exomalopsis</i>) sp. 01	0	1	7	4	3	2	9	3	1	14
<i>Exomalopsis</i> (<i>Exomalopsis</i>) sp. 02	0	1	1	1	2	0	6	2	0	7
<i>Exomalopsis</i> (<i>Phanomalopsis</i>) <i>aureosericea</i> Friese, 1899	0	0	3	5	2	3	0	0	0	5

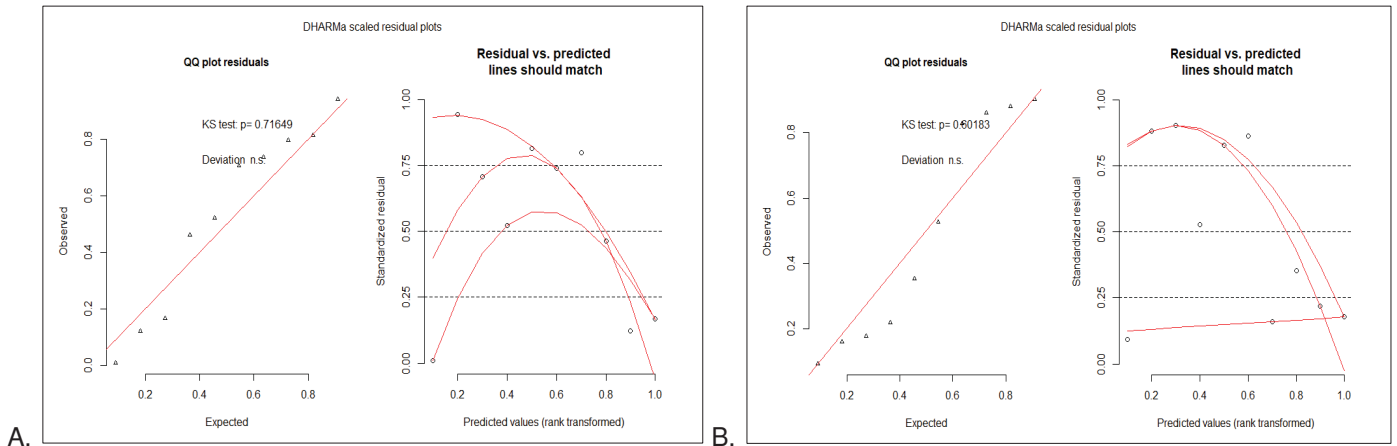
Espécie de abelha	SJP	CJB	PIGUA	PATU	PTA	PTI	PP	QGAC	QGEN	QMAN
Neopasephaeini										
<i>Belopria zonata</i> Moure, 1956	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Belopria</i> sp. 02	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bicolletes tauraphilus</i> Laroca & Almeida, 2005	0	0	0	0	2	0	0	2	0	1
<i>Ctenosibyne cingulata</i> (Moure, 1956)	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0
<i>Eulonchopria psauenythioides</i> Brêthes, 1909	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraglossula anthracina</i> (Michener, 1989)	24	5	7	10	6	5	0	0	10	10
Xeromelissini										
<i>Chilicola</i> (<i>Oediscelisca</i>) sp. 01	6	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chilicola</i> (<i>Oediscelisca</i>) sp. 02	1	0	0	0	1	2	0	1	0	0
<i>Chilicola</i> (<i>Prosopoides</i>) cfr. <i>prosopoides</i> (Ducke, 1907)	1	1	3	0	12	0	0	2	0	2
Halictinae										
Augochlorini										
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>caerulior</i> Cockerell, 1900	1	1	2	4	0	3	0	9	1	8
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>cydippe</i> (Schrottky, 1910)	5	0	3	3	3	3	0	7	4	10
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>daphnis</i> Smith, 1853	53	56	17	59	44	59	110	48	51	50
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>nausicaa</i> (Schrottky, 1909)	0	4	2	5	2	1	16	1	0	10
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>perimelas</i> Cockerell, 1900	0	0	1	0	1	0	0	0	3	0
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>phoemonoe</i> (Schrottky, 1909)	2	6	2	2	2	14	10	12	9	15
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) <i>seitzii</i> Cockerell, 1929	0	1	0	0	0	0	13	2	1	0
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) sp. 01	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Augochlora</i> (<i>Augochlora</i>) sp. 02	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Augochlora</i> (<i>Oxystoglossella</i>) <i>iphigenia</i> Holmberg, 1886	10	54	55	6	37	45	0	31	29	9
<i>Augochlora</i> (<i>Oxystoglossella</i>) <i>morrae</i> (Strand, 1910)	1	1	45	6	4	1	0	4	5	6
<i>Augochlorella ephyra</i> (Schrottky, 1910)	1	0	0	8	3	7	54	3	0	2
<i>Augochlorella iopocila</i> Moure, 1950	4	1	1	0	0	1	0	0	0	8
<i>Augochlorella urania</i> (Smith, 1853)	1	5	1	4	1	4	25	2	6	0
<i>Augochlorella acarinata</i> Coelho, 2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Augochloropsis</i> (<i>Augochloropsis</i>) <i>brachycephala</i> Moure, 1943	1	9	37	9	4	19	0	36	7	47
<i>Augochloropsis</i> (<i>Augochloropsis</i>) sp. 11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Glyptobasia</i>) <i>chloera</i> (Moure, 1940)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) <i>cleopatra</i> (Schrottky, 1902)	2	17	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) <i>cupreola</i> (Cockerell, 1900)	4	3	1	4	5	0	7	9	8	1
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) <i>iris</i> (Schrottky, 1902)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) <i>multiplex</i> (Vachal, 1903)	11	14	1	5	0	0	0	1	10	1
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) <i>sparsilis</i> (Vachal, 1903)	17	37	0	6	0	0	0	17	19	6
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 02	1	2	0	1	1	4	0	2	1	4
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 03	1	1	9	3	4	3	0	0	4	2
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 05	9	2	0	4	6	5	1	7	3	1
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 09	1	10	17	3	2	15	0	0	1	2
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 10	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 13	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Augochloropsis</i> (<i>Paraugochloropsis</i>) sp. 15	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ceratalictus psoraspis</i> (Vachal, 1911)	5	1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corynurella cognata</i> Gonçalves, 2010	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halictillus loureiroi</i> (Moure, 1941)	0	0	0	0	11	2	0	0	0	3
<i>Megommation insigne</i> (Smith, 1853)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Neocorynura atomarginata</i> (Cockerell, 1901)	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Neocorynura codion</i> (Vachal, 1904)	10	24	21	19	7	14	60	25	39	80
<i>Neocorynura dilutipes</i> (Vachal, 1904)	13	7	2	13	1	12	7	13	4	1
<i>Neocorynura hebe</i> Gonçalves, 2019	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neocorynura iopodion</i> (Vachal, 1904)	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0

Espécie de abelha	SJP	CJB	PIGUA	PATU	PTA	PTI	PP	QGAC	QGEN	QMAN
<i>Neocorynura laevistriata</i> Gonçalves, 2019	1	0	0	3	2	1	0	0	0	0
<i>Neocorynura roxane</i> (Schrottky, 1909)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Paroxystoglossa andromache</i> (Schrottky, 1909)	1	2	2	0	0	0	0	1	3	1
<i>Paroxystoglossa brachycera</i> Moure, 1960	8	0	0	0	0	0	0	0	7	0
<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Paroxystoglossa spiloptera</i> Moure, 1960	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	0	1	1	1	0	0	7	2	1	0
<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008	0	3	0	9	1	5	11	0	1	0
<i>Rhectomia pumilla</i> Moure, 1947	0	1	4	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rhinocorynura vernoniae</i> (Schrottky, 1914)	20	0	0	0	0	0	0	7	19	0
<i>Temnosoma</i> sp. 01	0	1	0	0	0	0	0	6	1	0
<i>Temnosoma</i> sp. 02	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Temnosoma</i> sp. 03	1	0	0	1	0	0	0	4	2	0
<i>Thectochlora alaris</i> (Vachal, 1904)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenohalictini										
<i>Agapostemon</i> (<i>Notagapostemon</i>) <i>semimelleus</i> Cockerell, 1900	0	0	16	1	13	13	0	11	1	10
<i>Caenohalictus curticeps</i> (Vachal, 1903)	0	1	0	1	1	15	1	2	0	4
<i>Caenohalictus incertus</i> (Schrottky, 1902)	0	0	3	2	0	4	0	0	0	0
<i>Caenohalictus</i> cfr. <i>palumbes</i> (Vachal, 1903)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Caenohalictus palumbes</i> (Vachal, 1903)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Caenohalictus tessellatus</i> (Moure, 1940)	15	2	6	5	8	1	0	1	1	0
<i>Caenohalictus</i> sp. 01	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Habralictus canaliculatus</i> Moure, 1941	0	0	13	1	1	2	0	0	1	5
<i>Habralictus macrospilophorus</i> Moure, 1941	0	0	8	0	1	2	0	0	1	2
<i>Oragapostemon divaricatus</i> (Vachal, 1904)	0	0	8	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Neagapostemon</i>) <i>cyanomelas</i> Cure, 1989	0	3	1	1	4	6	0	0	0	0
<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>cyaneus</i> Moure & Sakagami, 1984	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) <i>pruinus</i> Moure & Sakagami, 1984	22	0	49	16	23	40	0	0	16	0
Halictini										
<i>Dialictus nanus</i> (Smith, 1879)	1	4	0	1	0	4	3	4	11	0
<i>Dialictus opacus</i> (Moure, 1940)	0	5	5	2	13	6	64	25	5	18
<i>Dialictus phaedrurus</i> (Schrottky, 1910)	0	0	16	0	1	2	0	3	0	1
<i>Dialictus rostratus</i> (Moure, 1947)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 01	2	0	0	2	1	0	4	0	2	3
<i>Dialictus</i> sp. 02	1	60	17	5	7	41	2	15	13	12
<i>Dialictus</i> sp. 03	0	1	0	1	1	3	1	0	0	1
<i>Dialictus</i> sp. 04	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 05	4	6	3	3	2	2	5	3	1	2
<i>Dialictus</i> sp. 06	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dialictus</i> sp. 07	3	37	1	16	13	9	18	11	3	3
<i>Dialictus</i> sp. 08	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 09	1	5	13	4	2	1	0	4	2	0
<i>Dialictus</i> sp. 11	5	2	5	1	1	1	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 12	0	6	6	20	14	27	3	24	31	25
<i>Dialictus</i> sp. 13	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 14	1	1	0	7	1	0	0	1	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 15	1	5	8	11	6	10	8	4	7	4
<i>Dialictus</i> sp. 16	1	1	5	2	1	1	0	4	1	1
<i>Dialictus</i> sp. 17	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dialictus</i> sp. 18	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp. 19	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Sphecodini										
<i>Microsphecodes russeiclypeatus</i> (Sakagami & Moure, 1962)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Sphecodes brasiliensis</i> Schrottky, 1910	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

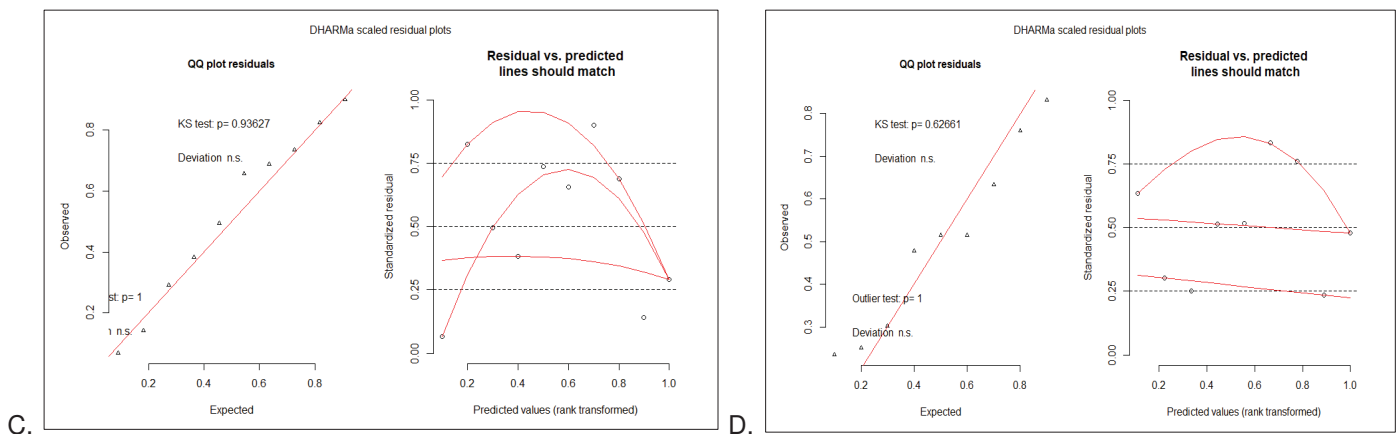
Espécie de abelha	SJP	CJB	PIGUA	PATU	PTA	PTI	PP	QGAC	QGEN	QMAN
<i>Sphecodes</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1
<i>Sphecodes</i> sp. 02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphecodes</i> sp. 03	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sphecodes</i> sp. 04	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sphecodes</i> sp. 05	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Megachilinae										
Anthidiini										
<i>Anthidium manicatum</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Anthodioctes claudii</i> Urban, 1999	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Anthodioctes megachiloides</i> Holmberg, 1903	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ctenanthidium gracile</i> Urban, 1993	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dicranthidium</i> aff. <i>soniae</i> Urban, 1993	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Dicranthidium</i> sp. 01	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Epanthidium autumnale</i> (Schrottky, 1909)	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
<i>Epanthidium nectarinioides</i> (Schrottky, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1
<i>Hypanthidium divaricatum</i> (Smith, 1854)	0	0	2	0	2	3	0	0	0	6
<i>Moureanthidium paranaense</i> Urban, 1995	0	1	0	2	0	1	0	1	0	4
<i>Moureanthidium subarenarium</i> (Schwarz, 1933)	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Megachilini										
<i>Coelioxys</i> (<i>Acrocoelioxys</i>) <i>tolteca</i> Cresson, 1878	4	2	3	4	2	2	1	11	1	9
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 01	2	2	0	1	2	0	0	3	0	2
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Cyrtocoelioxys</i>) sp. 03	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>cerasiopleura</i> Holmberg, 1903	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) <i>chacoensis</i> Holmberg, 1903	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Glyptocoelioxys</i>) sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) <i>praetextata</i> Haliday, 1836	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) sp. 01	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) <i>lentifera</i> Vachal, 1909	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Megachile</i> (<i>Acentron</i>) sp. 01	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>facialis</i> Vachal, 1909	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>susurrans</i> Haliday, 1836	3	4	1	1	5	1	8	10	7	9
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) <i>trigonaspis</i> Schrottky, 1913	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Austromegachile</i>) sp. 01	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) cfr. <i>tuberculifera</i> Schrottky, 1913	2	0	2	1	0	1	0	1	1	2
<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) sp. 01	2	3	0	2	1	0	0	0	2	1
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachina</i>) sp. 01	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) <i>aetheria</i> Mitchell, 1930	0	4	1	4	0	0	0	1	1	2
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) <i>paulistana</i> Schrottky, 1902	0	0	3	0	0	0	0	1	1	1
<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) sp. 01	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Melanosarus</i>) aff. <i>brasiliensis</i> Dalla Torre, 1896	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>apicipennis</i> Schrottky, 1902	10	8	9	20	11	10	9	38	22	26
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>maculata</i> Smith, 1853	0	1	0	0	0	4	0	0	4	3
<i>Megachile</i> (<i>Moureapis</i>) <i>nigropilosa</i> Schrottky, 1902	3	3	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Megachile</i> (<i>Pseudocentron</i>) <i>curvipes</i> Smith, 1853	0	7	1	0	0	0	0	1	5	7
<i>Megachile</i> (<i>Tylomegachile</i>) <i>orba</i> Schrottky, 1913	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp. 01	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile</i> sp. 02	1	0	1	0	0	3	0	0	0	2

MATERIAL SUPLEMENTAR 4. ANÁLISE DOS RESÍDUOS DOS MODELOS SELECIONADOS PELAS ANÁLISES DE MODELOS LINEARES BENERALIZADOS (GLM) ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS RELACIONADAS ÀS ABELHAS E AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM:

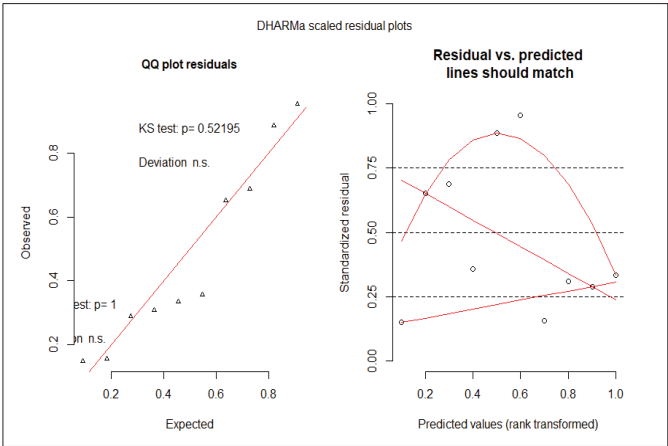
RIQUEZA DE ABELHAS E: A. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



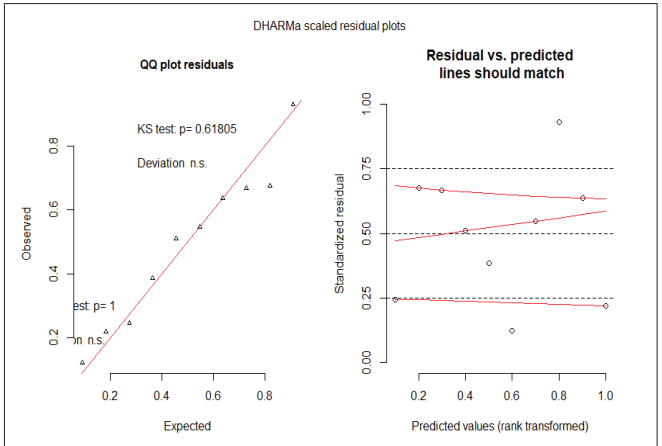
RIQUEZA DE ABELHAS OLIGOLÉTICAS E: C. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; D. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO. E. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; F. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS MAIS A DISTÂNCIA ENTRE OS FRAGMENTOS A 1KM; G. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; H. NÚMERO DE FRAGMENTO A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO



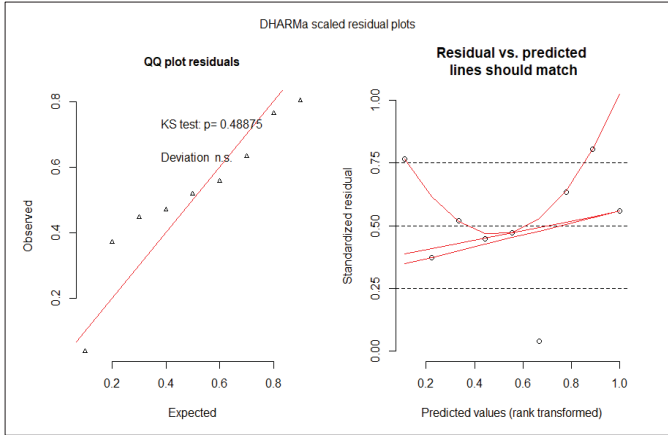
E.



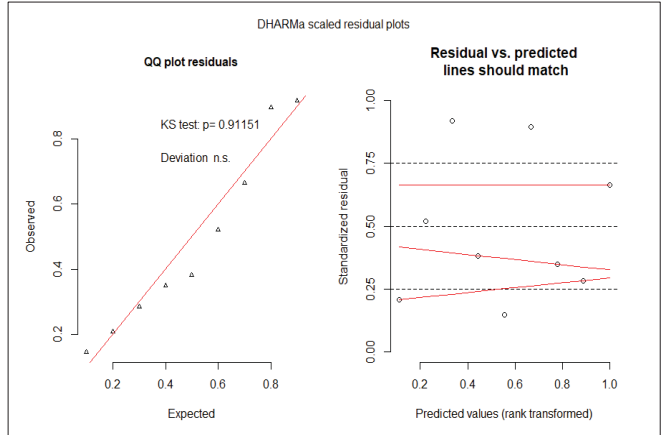
F.



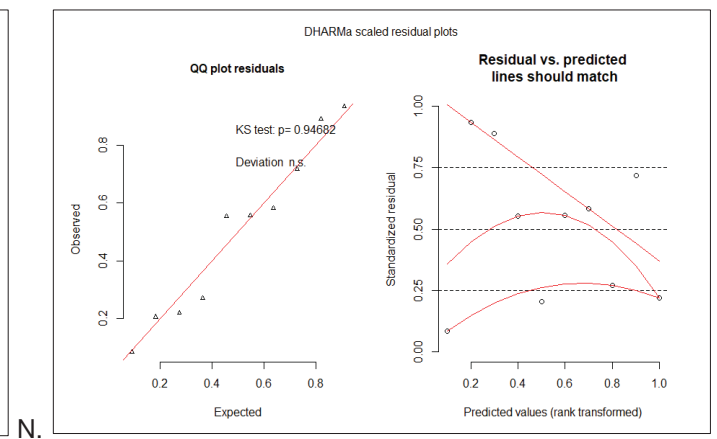
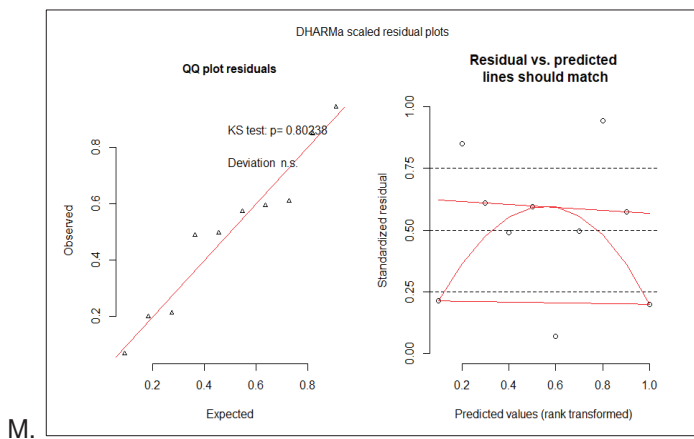
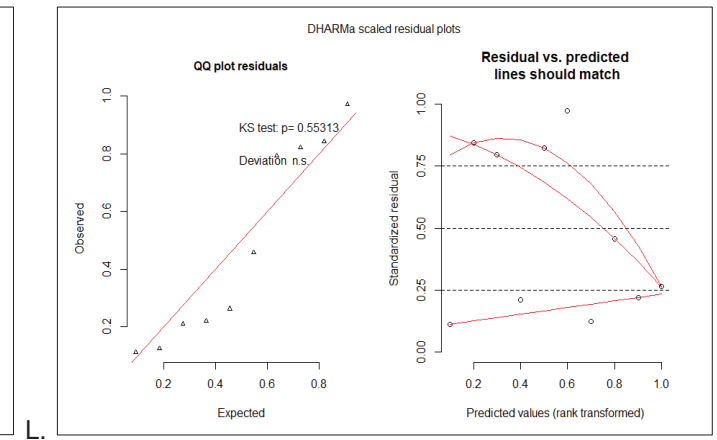
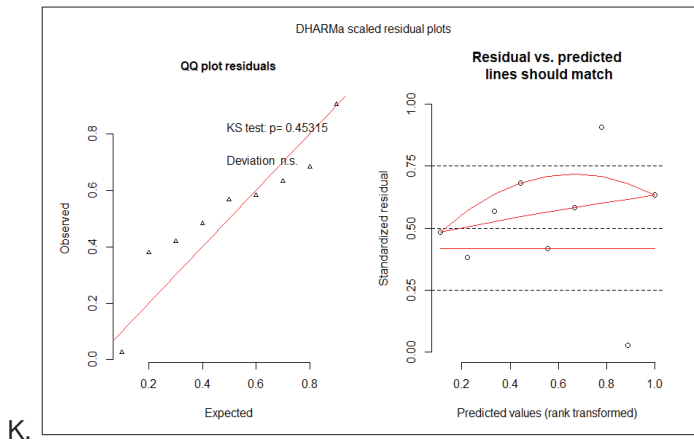
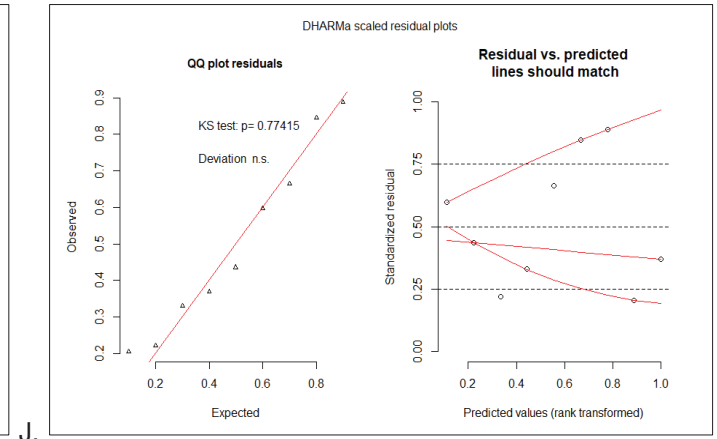
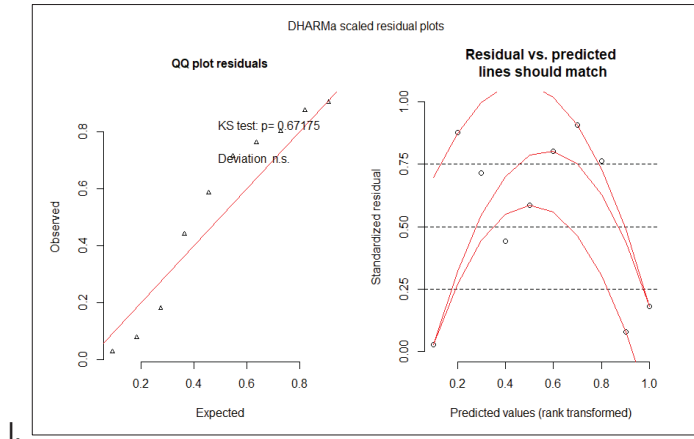
G.

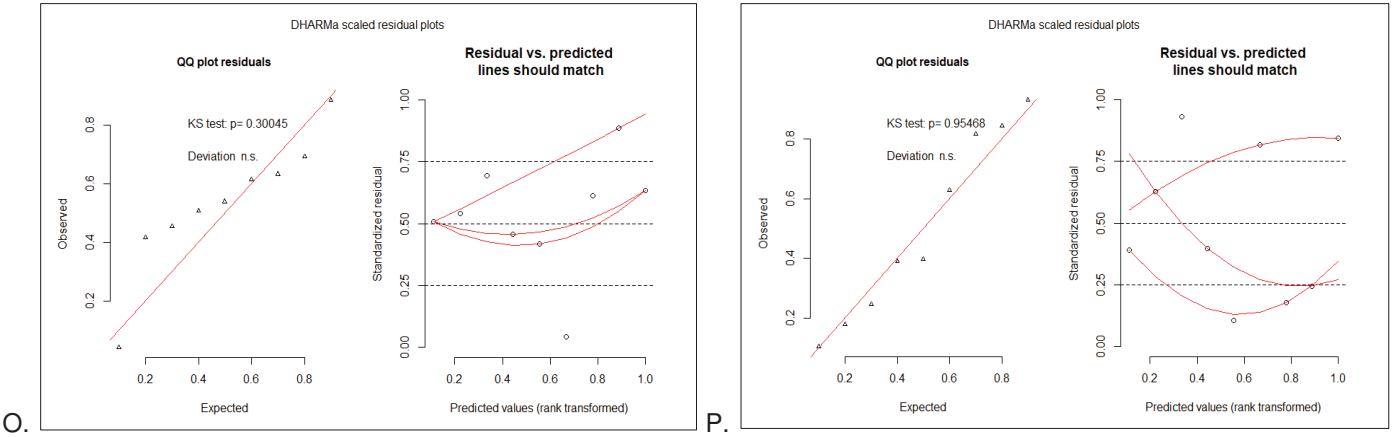


H.

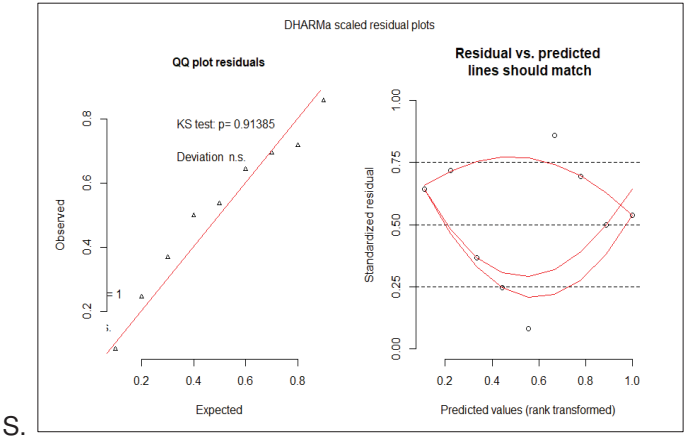
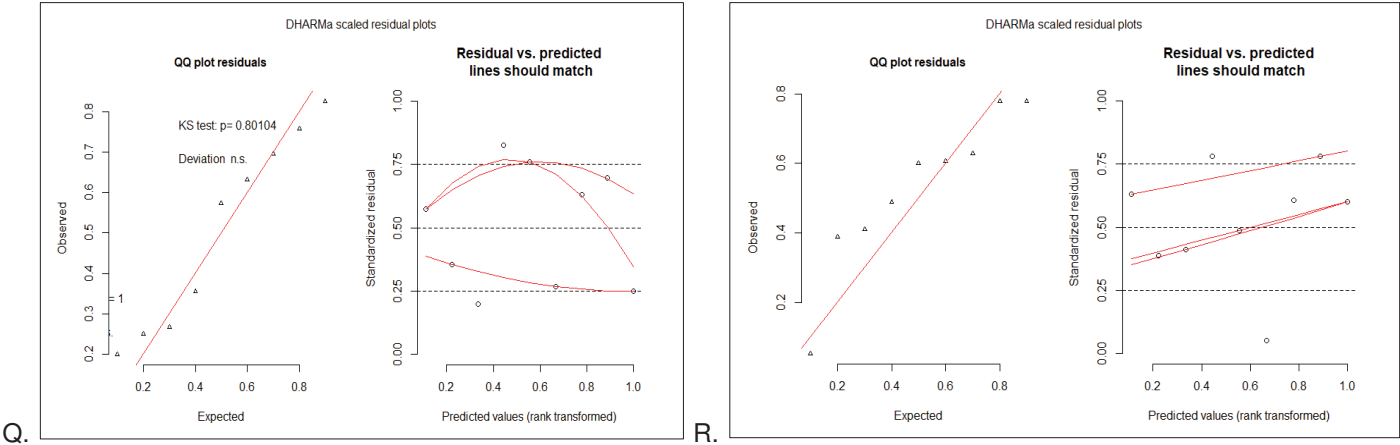


RIQUEZA DE ABELHAS QUE NIDIFICAM NO SOLO E: I. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; J. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; K. DISTÂNCIA ENTRE OS FRAGMENTOS A 1KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; L. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; M. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS MAIS A DISTÂNCIA ENTRE OS FRAGMENTOS A 1KM; N. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS MAIS O FORMATO MÉDIO DAS MANCHAS DE HABITAT ARBÓREO A 500 METROS; O. ÍNDICE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; P. NÚMERO DE FRAGMENTOS A 2KM SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO



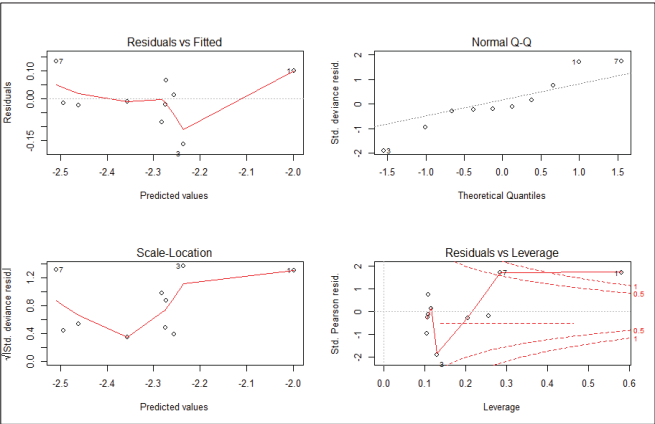


RIQUEZA DE ABELHAS SOLITÁRIAS E: Q. DENSIDADE DE BORDA DOS FRAGMENTOS DE ÁREA VERDE A 500 METROS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO; R. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 2KM; S. MÉDIA DAS DISTÂNCIAS EUCLIDIANAS DE CADA FRAGMENTO DE ÁREA VERDE E SEU VIZINHO MAIS PRÓXIMO A 1KM

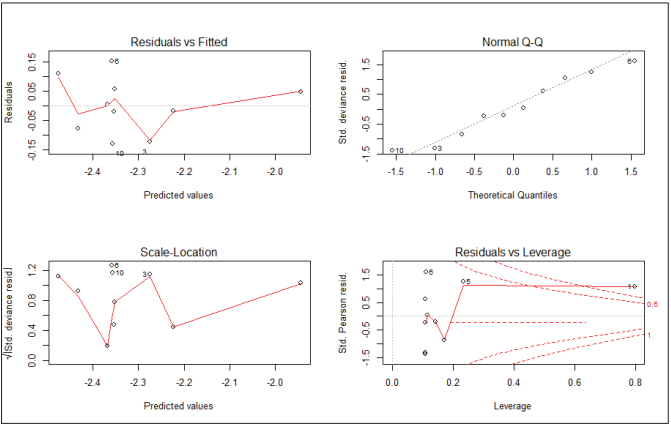


UNIFORMIDADE FUNCIONAL DE ABELHAS E: T. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; U. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS

T.

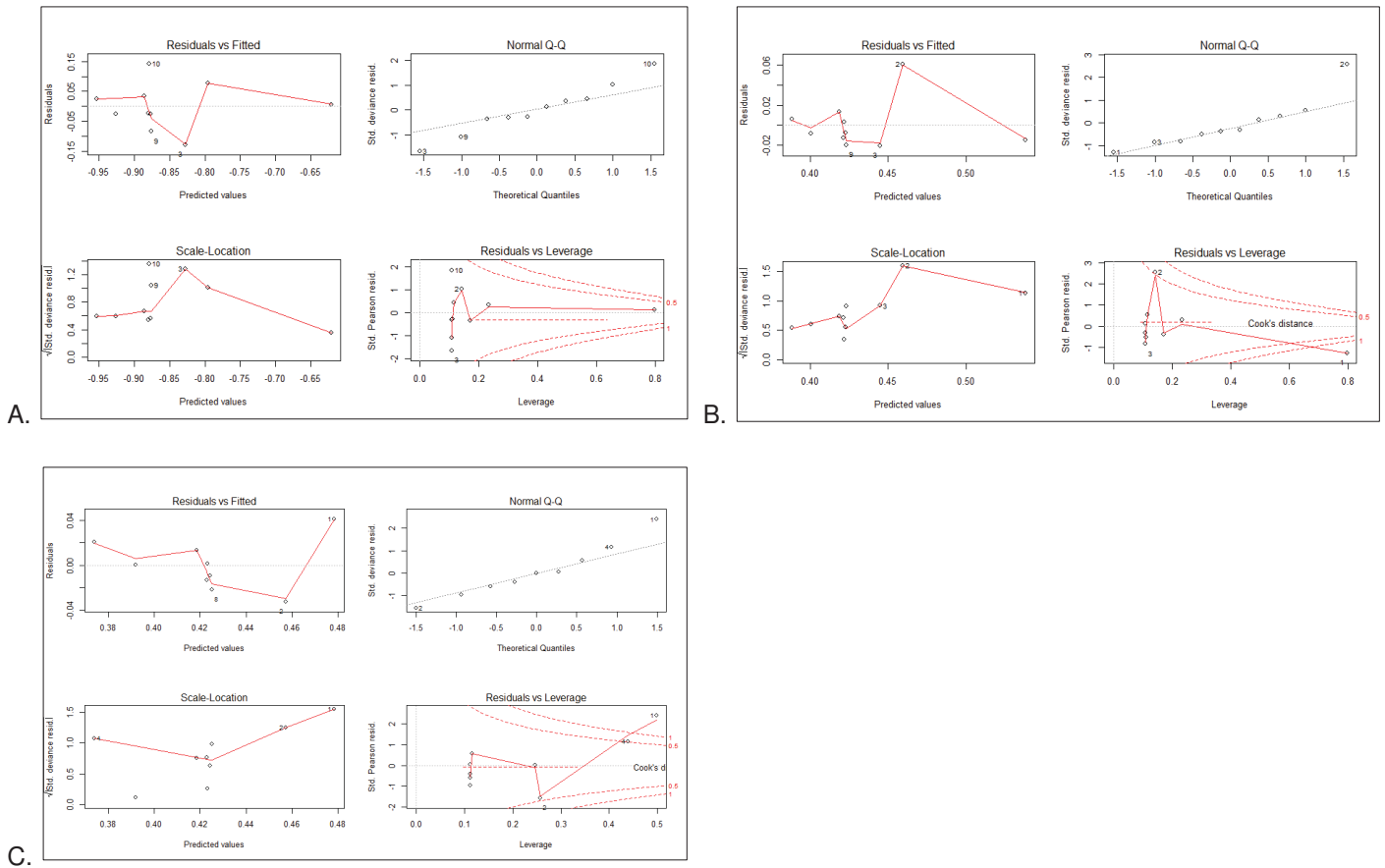


U.

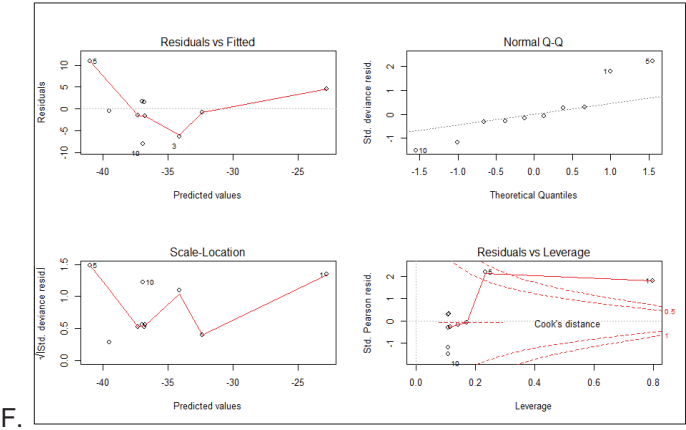
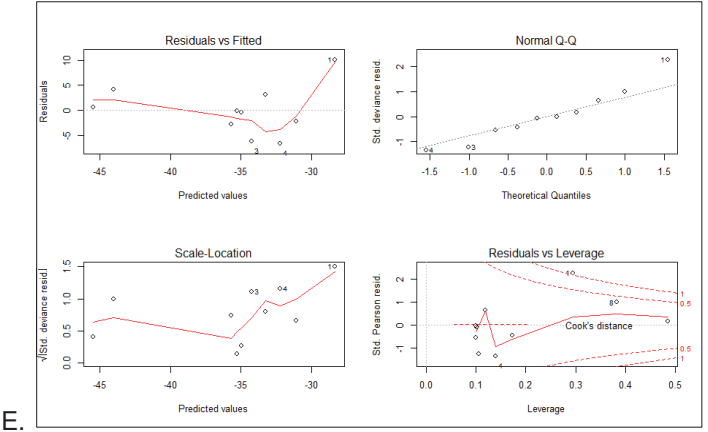
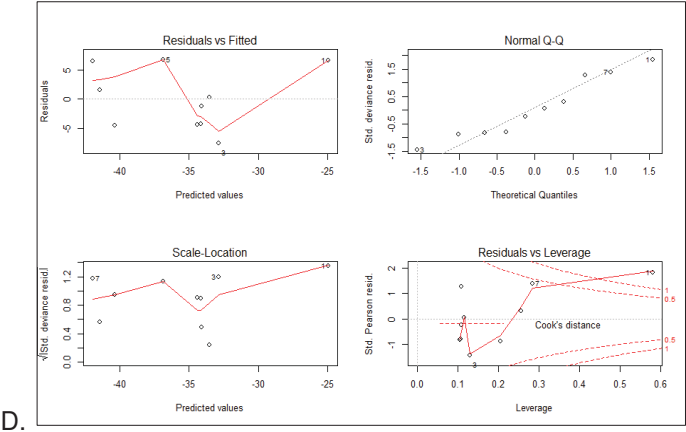


MATERIAL SUPLEMENTAR 5. ANÁLISE DOS RESÍDUOS DOS MODELOS SELECIONADOS PELAS ANÁLISES DE MODELOS LINEARES BENERALIZADOS (GLM) ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS RELACIONADAS ÀS REDES MUTUALÍSTICAS E AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM:

ÍNDICE DE ESPECIALIZAÇÃO DE REDE E: A. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS; B. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS APENAS COM OS DADOS REFERENTES ÀS FÊMEAS; C. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS APENAS COM OS DADOS REFERENTES ÀS FÊMEAS SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO



MODULARIDADE DA REDE COM OS DADOS REFERENTES ÀS FÊMEAS E: D. PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE A 500 METROS; E. NÚMERO DE FRAGMENTOS A 2KM; F. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON DA PAISAGEM A 500 METROS



MATERIAL SUPLEMENTAR 6. ESPÉCIES DE PLANTAS QUE FORAM VISITADAS POR ABELHAS, COM SUAS RESPECTIVAS QUANTIDADES DE INTERAÇÕES.

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
Acanthaceae	
<i>Hygrophila costata</i> Nees	2
Adoxaceae	
<i>Viburnum odoratissimum</i> Ker Gawl.	27
Alismataceae	
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schtdl.	8
Amaranthaceae	
<i>Alternanthera brasiliana</i> var. <i>villosa</i> (Moq.) Kuntze	1
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	15
<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	1
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	10
Amaryllidaceae	
<i>Agapanthus africanus</i> (L.) Hoffmanns.	3
<i>Habranthus robustus</i> Herb. ex Sweet	5
<i>Hippeastrum psittacinum</i> Herb.	4
<i>Nothoscordum bonariense</i> (Pers.) Beauverd	9
<i>Nothoscordum gracile</i> (Aiton) Stearn	3
Anacardiaceae	
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	10
<i>Schinus engleri</i> F.A.Barkley	41
<i>Schinus molle</i> L.	18
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	249
Apiaceae	
<i>Coriandrum sativum</i> L.	6
<i>Eryngium eburneum</i> Decne.	113
Apocynaceae	
<i>Allamanda cathartica</i> L.	4
<i>Oxypetalum mosenii</i> Malme	16
Arecaceae	
<i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc.	53
Asteraceae	
<i>Acmella</i> aff. <i>pusilla</i> (Hook. & Arn.) R.K.Jansen	1
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	7
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	64
<i>Austroeupatoriun picturatum</i> (Malme) R.M.King & H.Rob	3
<i>Baccharis anomala</i> DC.	78
<i>Baccharis axillaris</i> DC.	1
<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	20
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	63
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	190
<i>Baccharis helichrysoides</i> DC.	22
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	368
<i>Baccharis montana</i> DC.	110

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
<i>Baccharis oxyodonta</i> DC.	131
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	91
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	139
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	4
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	14
<i>Baccharis vulneraria</i> Baker	94
<i>Bidens alba</i> (L.) DC.	2
<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton et al.	58
<i>Bidens pilosa</i> L.	174
<i>Bidens segetum</i> Mart. ex Colla	6
<i>Calea triantha</i> (Vell.) Pruski	3
<i>Chromolaena ascendens</i> (Sch.Bip.) R.M.King & H.Rob.	3
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	130
<i>Chromolaena pedunculosa</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	55
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	50
<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Cass.	42
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	2
<i>Conyza cf. bonariensis</i> (L.) Cronquist	1
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker	1
<i>Coreopsis lanceolata</i> L.	19
<i>Coreopsis tinctoria</i> Nutt.	3
<i>Crepis japonica</i> (L.) Benth.	23
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	104
<i>Disynaphia littoralis</i> (Cabrera) R.M.King & H.Rob.	26
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	49
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	39
<i>Eupatorium bupleurifolium</i> DC.	8
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	55
<i>Gazania rigens</i> (L.) Gaertn.	6
<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	33
<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	11
<i>Hypochaeris chillensis</i> (Kunth) Britton	161
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	3
<i>Jungia cf. sellowii</i> Less.	25
<i>Lepidaploa pseudomuricata</i> H.Rob.	130
<i>Leptostelma maximum</i> D.Don	125
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H.Rob.	32
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	44
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	25
<i>Mutisia coccinea</i> A. St.-Hil	3
<i>Neocabreria serrulata</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	25
<i>Perezia squarrosa</i> subsp. <i>cubaetensis</i> (Less.) Vuilleumier	3
<i>Pterocaulon balansae</i> Chodat	9
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn.	4
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	40
<i>Senecio langei</i> Malme	89
<i>Senecio oleosus</i> Vell.	8

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
<i>Smallanthus conatus</i> (Spreng.) H.Rob.	2
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	40
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	18
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	307
<i>Stevia cinerascens</i> Sch.Bip. ex Baker	5
<i>Stevia clausenii</i> Sch.Bip. ex Baker	3
<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	1
<i>Tagetes minuta</i> L.	56
<i>Tagetes patula</i> L.	15
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	351
<i>Trixis nobilis</i> (Vell.) Katinas	8
<i>Urolepis hecatantha</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	5
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	4
<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	53
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	240
Balsaminaceae	
<i>Impatiens walleriana</i> Hook.f.	11
Begoniaceae	
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	52
Bignoniaceae	
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	6
<i>Fridericia chica</i> (Bonpl.) L.G.Lohmann	6
<i>Handroanthus catarinensis</i> (A.H.Gentry) S.Gro	7
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	28
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	10
Boraginaceae	
<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	8
<i>Moritzia dusenii</i> I.M.Johnst.	2
Brassicaceae	
<i>Brassica rapa</i> L.	3
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	9
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	164
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop	16
Bromeliaceae	
<i>Aechmea distichantha</i> Lem.	5
Cactaceae	
<i>Rhipsalis floccosa</i> Salm-Dyck ex Pfeiff.	5
Campanulaceae	
<i>Lobelia hassleri</i> Zahlbr.	5
Caprifoliaceae	
<i>Abelia × grandiflora</i> (Rovelli ex André) Rehder	4
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	5
<i>Valeriana scandens</i> L.	1
Caryophyllaceae	
<i>Dianthus caryophyllus</i> L.	4
<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	13
Commelinaceae	

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	2
<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	6
<i>Tripogandra diuretica</i> (Mart.) Handlos	21
Convolvulaceae	
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet.	355
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	27
Curcubitaceae	
<i>Cayaponia tayuya</i> (Vell.) Cogn.	3
<i>Cucurbita pepo</i> L.	9
<i>Sicyos edulis</i> Jacq.	12
<i>Sicyos polyacanthus</i> Cogn.	7
Ericaceae	
<i>Rhododendron simsii</i> Planch.	4
Escalloniaceae	
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	4
Euphorbiaceae	
<i>Croton pallidulus</i> Baill.	189
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	22
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	10
Fabaceae	
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	24
<i>Bauhinia variegata</i> L.	2
<i>Calliandra brevipes</i> Benth.	23
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	8
<i>Condylostylis candida</i> (Vell.) A. Delgado	1
<i>Crotalaria micans</i> Link	4
<i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	41
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	9
<i>Eriosema campestre</i> Benth.	1
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	5
<i>Inga marginata</i> Willd.	25
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	5
<i>Medicago lupulina</i> L.	1
<i>Melilotus albus</i> Medik.	135
<i>Mimosa pilulifera</i> Benth.	3
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	14
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	2
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	5
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	18
<i>Senna neglecta</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	16
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	20
<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	6
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	1
<i>Trifolium repens</i> L.	5
<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	46
<i>Wisteria floribunda</i> (Willd.) DC.	85
<i>Zornia latifolia</i> Sm.	5

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
Gesneriaceae	
<i>Sinningia allagophylla</i> (Mart.) Wiehler	3
Hypericaceae	
<i>Hypericum brasiliense</i> Choisy	2
<i>Hypericum connatum</i> Lam.	1
Iridaceae	
<i>Belamcanda chinensis</i> (L.) Redouté	1
<i>Crocasmia crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br.	12
<i>Gelasine coerulea</i> (Vell.) Ravenna	1
<i>Sisyrinchium hasslerianum</i> Baker	3
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	3
Lamiaceae	
<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	1
<i>Cantinoa heterodon</i> (Epling) Harley & J.F.B.Pastore	14
<i>Leonurus japonicus</i> Houtt.	56
<i>Mesosphaerum</i> aff. <i>sidifolium</i> (L'Hérit.) Harley & J.F.B.Pastore	16
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	1
<i>Mesosphaerum sidifolium</i> (L'Hérit.) Harley & J.F.B.Pastore	3
<i>Ocimum basilicum</i> L.	55
<i>Ocimum carnosum</i> (Spreng.) Link & Otto ex Benth.	47
<i>Salvia lachnostachys</i> Benth.	6
<i>Salvia splendens</i> Sellow ex Roem. & Schult.	47
<i>Scutellaria racemosa</i> Pers.	36
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	14
Lauraceae	
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	23
Laxmanniaceae	
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	1
Loranthaceae	
<i>Struthanthus martianus</i> Dettke & Waechter	13
Lythraceae	
<i>Cuphea calophylla</i> var. <i>mesostemon</i> (Koehne) S. A. Graham	173
<i>Lagerstroemia indica</i> L.	3
Malvaceae	
<i>Callianthe amoena</i> (K. Shum.) Donnel	65
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	99
<i>Pavonia guerkeana</i> R.E.Fr.	1
<i>Pavonia psilophylla</i> Ekman	1
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	10
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	9
<i>Sida potentilloides</i> A.St.-Hil.	6
<i>Sida rhombifolia</i> L.	36
Melastomataceae	
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	3
<i>Leandra carassana</i> (DC.) Cogn.	1
<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D.Don	1
<i>Pleroma pulchrum</i> Triana	1

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
<i>Pleroma sellowianum</i> (Cham.) P.J.F.Guim. & Michelang.	3
<i>Tibouchina ursina</i> (Cham.) Cogn.	1
Myrtaceae	
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	6
<i>Myrcia cruciflora</i> A.R. Lourenço & E.Lucas	0
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2
Oleaceae	
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	19
<i>Ligustrum sinense</i> Lour.	1
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	6
Onagraceae	
<i>Fuchsia regia</i> (Vell.) Munz.	1
<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H. Hara	146
<i>Ludwigia filiformis</i> (Micheli) Ramamoorthy	14
<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	9
<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H.Hara	126
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H.Hara	241
Orobanchaceae	
<i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schltld.) D'Arcy	1
Oxalidaceae	
<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	10
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	20
Passifloraceae	
<i>Passiflora actinia</i> Hook.	7
Phytolaccaceae	
<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl ex J.A. Schmidt	1
Piperaceae	
<i>Piper aduncum</i> L.	4
Plantaginaceae	
<i>Veronica persica</i> Poir.	32
Polygonaceae	
<i>Polygonum capitatum</i> Buch.-Ham. ex D.Don	5
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	18
Primulaceae	
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.	7
Rhamnaceae	
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	16
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	9
Rosaceae	
<i>Cotoneaster franchetii</i> Bois.	3
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	40
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	64
<i>Rubus idaeus</i> L.	76
Rubiaceae	
<i>Borreria brachystemonoides</i> Cham. & Schltld.	8
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	1
Salicaceae	

Espécies de plantas	Quantidade de Interações
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1
Sapindaceae	
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	48
<i>Serjania glabrata</i> Kunth	2
Scrophulariaceae	
<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltdl.	4
<i>Scrophularia peregrina</i> L.	42
Solanaceae	
<i>Brugmansia suaveolens</i> (Willd.) Sweet	2
<i>Calibrachoa micrantha</i> (R.E.Fr.) Stehmann & Semir	1
<i>Cestrum corymbosum</i> Schltdl.	5
<i>Physalis angulata</i> L.	2
<i>Physalis peruviana</i> L.	10
<i>Solanum affine</i> Sendtn.	1
<i>Solanum americanum</i> Mill.	55
<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs	7
<i>Solanum didymum</i> Dunal	17
<i>Solanum flaccidum</i> Vell.	22
<i>Solanum guaraniticum</i> A.St.-Hil.	9
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	3
<i>Solanum paranense</i> Dusén	23
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	4
<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	16
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	46
Symplocaceae	
<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	2
Tropaeolaceae	
<i>Tropaeolum majus</i> L.	1
Verbenaceae	
<i>Lantana camara</i> L.	1
<i>Lantana fucata</i> Lindl.	10
<i>Verbena alata</i> Otto ex Sweet	73
<i>Verbena bonariensis</i> L. var. <i>bonariensis</i>	71
<i>Verbena ephedroides</i> Cham.	19
<i>Verbena rigida</i> Spreng.	11
Violaceae	
<i>Pombalia parviflora</i> (Mutis ex L.f.) Paula-Souza	6
<i>Viola</i> sp.	7
Vitaceae	
<i>Cissus gongylodes</i> (Baker) Planch.	4
Zingiberaceae	
<i>Hedychium coronarium</i> J.Koenig	23

MATERIAL SUPLEMENTAR 7. MÓDULOS FORMADOS ENTRE A ASSEMBLEIA DE ABELHAS E AS PLANTAS POR ELAS VISITADAS.

Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4
Espécies de plantas	Espécies de plantas	Espécies de plantas	Espécies de plantas
<i>Ageratum conyzoides</i>	<i>Allophylus edulis</i>	<i>Abelia × grandiflora</i>	<i>Aegiphila brachiata</i>
<i>Alternanthera brasiliensis</i> var. <i>villosa</i>	<i>Baccharis anomala</i>	<i>Acacia mearnsii</i>	<i>Allamanda cathartica</i>
<i>Aspilia montevidensis</i>	<i>Baccharis crispa</i>	<i>Aechmea distichantha</i>	<i>Amphilophium crucigerum</i>
<i>Bidens alba</i>	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	<i>Agapanthus africanus</i>	<i>Belamcanda chinensis</i>
<i>Borreria brachystemonoides</i>	<i>Baccharis microdonta</i>	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	<i>Calliandra brevipes</i>
<i>Brassica rapa</i>	<i>Baccharis montana</i>	<i>Baccharis caprariifolia</i>	<i>Cayaponia tayuya</i>
<i>Chromolaena ascendens</i>	<i>Baccharis punctulata</i>	<i>Baccharis oxyodonta</i>	<i>Condylostylis candida</i>
<i>Chromolaena laevigata</i>	<i>Baccharis semiserrata</i>	<i>Baccharis spicata</i>	<i>Cordyline spectabilis</i>
<i>Coleostephus myconis</i>	<i>Baccharis vulneraria</i>	<i>Bauhinia variegata</i>	<i>Crocoshia crocosmiiflora</i>
<i>Coreopsis lanceolata</i>	<i>Bidens laevis</i>	<i>Begonia cucullata</i> Willd.	<i>Eriosema campestre</i>
<i>Coreopsis tinctoria</i>	<i>Calyptanthus concinna</i>	<i>Brugmansia suaveolens</i>	<i>Escallonia bifida</i>
<i>Crepis japonica</i>	<i>Cardamine bonariensis</i>	<i>Buddleja stachyoides</i>	<i>Fridericia chica</i>
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	<i>Cestrum corymbosum</i>	<i>Butia eriospatha</i>	<i>Ipomoea cairica</i>
<i>Dianthus caryophyllus</i>	<i>Cissus gongylodes</i>	<i>Callianthe amoena</i>	<i>Ipomoea purpurea</i>
<i>Drymaria cordata</i>	<i>Grazelia serrata</i>	<i>Cassia leptophylla</i>	<i>Lantana camara</i>
<i>Elephantopus mollis</i>	<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	<i>Casearia decandra</i>	<i>Leonurus japonicus</i>
<i>Eupatorium bupleurifolium</i>	<i>Impatiens walleriana</i>	<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Lessingianthus glabratus</i>
<i>Euphorbia heterophylla</i>	<i>Inga marginata</i>	<i>Commelina diffusa</i>	<i>Leucaena leucocephala</i>
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	<i>Jaegeria hirta</i>	<i>Coriandrum sativum</i>	<i>Lobelia hassleri</i>
<i>Gazania rigens</i>	<i>Jungia cf. sellowii</i>	<i>Cotoneaster franchetii</i>	<i>Lonicera japonica</i>
<i>Heliotropium transalpinum</i>	<i>Lagerstroemia indica</i>	<i>Crotalaria micans</i>	<i>Mesosphaerum sidifolium</i>
<i>Heterocondylus alatus</i>	<i>Leptostelma maximum</i>	<i>Cucurbita pepo</i>	<i>Mikania hirsutissima</i>
<i>Hypochaeris chilensis</i>	<i>Ligustrum lucidum</i>	<i>Dahlstedtia floribunda</i>	<i>Oxypetalum mosenii</i>
<i>Lepidaploa pseudomuricata</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Erythrina falcata</i>	<i>Passiflora actinia</i>
<i>Lysimachia arvensis</i>	<i>Lithraea brasiliensis</i>	<i>Fuchsia regia</i>	<i>Phaseolus vulgaris</i>
<i>Nothoscordum bonariense</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Habranthus robustus</i>	<i>Pleroma pulchrum</i>
<i>Nothoscordum gracile</i>	<i>Mikania cordifolia</i>	<i>Handroanthus catarinensis</i>	<i>Salvia splendens</i>
<i>Oxalis conorrhiza</i>	<i>Ocimum carnosum</i>	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	<i>Senna neglecta</i>
<i>Pavonia guerkeana</i>	<i>Physalis peruviana</i>	<i>Hedychium coronarium</i>	<i>Sesbania punicea</i>
<i>Phytolacca thyrsiflora</i>	<i>Polygonum punctatum</i>	<i>Hippeastrum psittacinum</i>	<i>Sesbania virgata</i>
<i>Pombalia parviflora</i>	<i>Psidium cattleianum</i>	<i>Hovenia dulcis</i>	<i>Sicyos polyacanthus</i>
<i>Senecio bonariensis</i>	<i>Pterocaulon balansae</i>	<i>Hygrophila costata</i>	<i>Solanum affine</i>
<i>Senecio brasiliensis</i>	<i>Schinus molle</i>	<i>Leandra carassana</i>	<i>Solanum didymum</i>
<i>Senecio oleosus</i>	<i>Schinus terebinthifolia</i>	<i>Ligustrum sinense</i>	<i>Solanum flaccidum</i>
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	<i>Sisymbrium officinale</i>	<i>Mimosa scabrella</i>	<i>Solanum guaraniticum</i>
<i>Solidago chilensis</i>	<i>Solanum paranense</i>	<i>Mutisia coccinea</i>	<i>Solanum mauritianum</i>
<i>Sonchus oleraceus</i>	<i>Stevia clausenii</i>	<i>Ocimum basilicum</i>	<i>Solanum pseudoquina</i>
<i>Sphagneticola trilobata</i>	<i>Struthanthus martianus</i>	<i>Perezia squarrosa</i>	<i>Solanum sisymbriifolium</i>
<i>Tagetes patula</i>	<i>Symphopappus compressus</i>	<i>Physalis angulata</i>	<i>Stevia cinerascens</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Tripogandra diuretica</i>	<i>Piper aduncum</i>	<i>Symplocos pentandra</i>
<i>Tecoma stans</i>	<i>Trifolium repens</i>	<i>Pleroma sellowianum</i>	<i>Tropaeolum majus</i>
<i>Trixis nobilis</i>	<i>Vernonanthura discolor</i>	<i>Polygonum capitatum</i>	<i>Valeriana scandens</i>
<i>Vernonanthura montevidensis</i>	<i>Viburnum odoratissimum</i>	<i>Prunus myrtifolia</i>	<i>Vigna luteola</i>
<i>Vernonanthura tweediana</i>	Espécies de abelhas	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	<i>Viola</i> sp.
Espécies de abelhas	<i>Augochloropsis (Augochloropsis)</i> sp. 11	<i>Raphanus raphanistrum</i>	<i>Vitex megapotamica</i>
<i>Agapostemon (Notagapostemon) semimelleus</i>	<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis)</i> sp. 10	<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	<i>Zornia latifolia</i>
<i>Augochlorella acarinata</i>	<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis)</i> sp. 11	<i>Rhipsalis floccosa</i>	Espécies de abelhas

Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4
<i>Augochlora (Augochlora) daphnis</i>	<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis)</i> sp. 12	<i>Rhododendron simsii</i>	<i>Anthrenoides admirabilis</i>
<i>Augochlora (Augochlora) caeruleior</i>	<i>Belopria</i> sp. 02	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Anthidium manicatum</i>
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) cupreola</i>	<i>Caenohalictus incertus</i>	<i>Sagittaria montevidensis</i>	<i>Anthrenoides</i> sp. 01
<i>Augochlora (Augochlora) cydippe</i>	<i>Ceratina (Ceratinula) oxalidis</i>	<i>Scrophularia peregrina</i>	<i>Augochlora (Augochlora) seitzii</i>
<i>Augochlorella ephyra</i>	<i>Ceratina (Ceratinula) sclerops</i>	<i>Senna macranthera</i>	<i>Augochlora (Augochlora) sp. 01</i>
<i>Augochlora (Oxystoglossella) iphigenia</i>	<i>Ceratina (Ceratinula) sp. 02</i>	<i>Senna multijuga</i>	<i>Augochlora (Augochlora) sp. 02</i>
<i>Augochlora (Oxystoglossella) morrae</i>	<i>Ceratina (Ceratinula) sp. 04</i>	<i>Senna pendula</i>	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i>
<i>Augochlora (Augochlora) nausicaa</i>	<i>Colletes rugicollis</i>	<i>Sicyos edulis</i>	<i>Bombus (Fervidobombus) pauloensis</i>
<i>Augochlora (Augochlora) phoemonoe</i>	<i>Dialictus nanus</i>	<i>Sinningia allagophylla</i>	<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i>
<i>Augochlorella iopoeila</i>	<i>Dialictus phaedrux</i>	<i>Urolepis hecatantha</i>	<i>Centris (Hemisiella) trigonoides</i>
<i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 13</i>	<i>Dialictus</i> sp. 12	<i>Vassobia breviflora</i>	<i>Ceratina (Crewella) asuncionis</i>
<i>Ceratina (Ceratinula) melanochoa</i>	<i>Dialictus</i> sp. 15	<i>Veronica persica</i>	<i>Ceratina (Crewella) sp. 03</i>
<i>Ceratina (Neoclavicera) richardsoniae</i>	<i>Eulonchopria psanythioides</i>	<i>Wisteria floribunda</i>	<i>Ceratina (Neoclavicera) umbricosta</i>
<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) cerasiopleura</i>	<i>Habralictus canaliculatus</i>	Espécies de abelhas	<i>Colletes argentinus</i>
<i>Corynurella cognata</i>	<i>Habralictus macrospilophorus</i>	<i>Anthodiocetes claudii</i>	<i>Ctenanthidium gracile</i>
<i>Dialictus opacus</i>	<i>Hylaeus</i> sp. 01	<i>Anthrenoides corrugatus</i>	<i>Epanthidium autumnale</i>
<i>Dialictus rostratus</i>	<i>Hylaeus</i> sp. 03	<i>Anthodiocetes megachiloides</i>	<i>Epanthidium nectarinioides</i>
<i>Dialictus</i> sp. 02	<i>Hylaeus</i> sp. 04	<i>Augochlorella urania</i>	<i>Exomalopsis (Diomalopsis) bicellularis</i>
<i>Dialictus</i> sp. 03	<i>Hylaeus</i> sp. 06	<i>Bicolletes tauraphilus</i>	<i>Gaesischia (Gaesischia) fulgurans</i>
<i>Dialictus</i> sp. 05	<i>Hylaeus</i> sp. 07	<i>Caenohalictus curticeps</i>	<i>Leiopodus lacertinus</i>
<i>Dialictus</i> sp. 07	<i>Hylaeus</i> sp. 08	<i>Caenohalictus tessellatus</i>	<i>Megachile (Leptorachis) aetheria</i>
<i>Dialictus</i> sp. 08	<i>Hylaeus</i> sp. 09	<i>Centris (Melacentris) cfr. lateritia</i>	<i>Melipona (Eomelipona) bicolor</i>
<i>Dialictus</i> sp. 09	<i>Megachile (Moureapis) maculata</i>	<i>Centris (Centris) varia</i>	<i>Melipona (Melipona) quadrifasciata</i>
<i>Dialictus</i> sp. 11	<i>Microsphecodes russeiclypeatus</i>	<i>Ctenosibyne cingulata</i>	<i>Melipona (Michmelia) scutellaris</i>
<i>Dialictus</i> sp. 13	<i>Moureanthidium subarenarium</i>	<i>Dialictus</i> sp. 18	<i>Melissodes (Ecplectica) nigroaenea</i>
<i>Dialictus</i> sp. 14	<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) aureosericea</i>	<i>Melitoma segmentaria</i>
<i>Gaesischia (Gaesischia) undulata</i>	<i>Neocorynura iopodion</i>	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) trifasciata</i>	<i>Paroxystoglossa jocasta</i>
<i>Halictillus loureiroi</i>	<i>Neocorynura laevistriata</i>	<i>Megachile (Leptorachis) sp. 01</i>	<i>Partamona helleri</i>
<i>Lanthanomalissa clementis</i>	<i>Nomada</i> sp. 2	<i>Megachile (Tylomegachile) orba</i>	<i>Psaenythia</i> sp. 1
<i>Lophopedia pygmaea</i>	<i>Nomada</i> sp. 4	<i>Megommation insigne</i>	<i>Pseudaugochlora graminea</i>
<i>Megachile (Acentron) sp. 01</i>	<i>Nomada</i> sp. 6	<i>Melipona (Eomelipona) marginata</i>	<i>Thygater (Thygater) analis</i>
<i>Megachile (Moureapis) apicipennis</i>	<i>Nomada</i> sp. 7	<i>Melissoptila fiebrigi</i>	<i>Trophocleptria variolosa</i>
<i>Megachile (Pseudocentron) curvipes</i>	<i>Oragapostemon divaricatus</i>	<i>Monoeca xanthopyga</i>	<i>Xylocopa (Stenoxycopa) artifex</i>
<i>Megachile (Acentron) lentifera</i>	<i>Paratrigona subnuda</i>	<i>Plebeia emerina</i>	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) augusti</i>
<i>Megachile (Moureapis) nigropilosa</i>	<i>Paroxystoglossa spiloptera</i>	<i>Pseudagapostemon</i>	
<i>Megachile (Austromegachile) susurrans</i>	<i>Plebeia droryana</i>	<i>(Neagapostemon) cyanomelas</i>	
<i>Melissoptila larocai</i>	<i>Plebeia remota</i>	<i>Rhopitulus</i> sp. 8	
<i>Moureanthidium paranaense</i>	<i>Psaenythia</i> sp. 2	<i>Trigona spinipes</i>	
<i>Neocorynura codion</i>	<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	<i>Trigonopedia</i> sp. 01	
<i>Nomada</i> sp. 5	<i>Scaptotrigona postica</i>	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis</i>	
<i>Osiris</i> sp. 03	<i>Schwarziana quadripunctata</i>		
<i>Parepeolus minutus</i>	<i>Sphecodes</i> sp. 02		
<i>Psaenythia annulata</i>	<i>Sphecodes</i> sp. 04		
<i>Rhopitulus politus</i>	<i>Tetragonisca fiebrigi</i>		
<i>Trigonopedia</i> sp. 03			

Módulo 5	Módulo 6	Módulo 7
Espécies de plantas <i>Austroeupatorium picturatum</i> <i>Baccharis uncinella</i> <i>Calea triantha</i> <i>Chromolaena pedunculosa</i> <i>Cuphea calophylla</i> var. <i>mesostemon</i> <i>Disynaphia littoralis</i> <i>Hypericum connatum</i> <i>Lantana fucata</i> <i>Ludwigia elegans</i> <i>Ludwigia filiformis</i> <i>Ludwigia longifolia</i> <i>Ludwigia peruviana</i> <i>Ludwigia sericea</i> <i>Medicago lupulina</i> <i>Moritzia dusenii</i> <i>Neocabreria serrulata</i> <i>Oxalis latifolia</i> <i>Pavonia sepium</i> <i>Richardia brasiliensis</i> <i>Salvia lachnostachys</i> <i>Scutellaria racemosa</i> <i>Sisyrinchium hasslerianum</i> <i>Synedrella nodiflora</i> <i>Tibouchina ursina</i> <i>Verbena alata</i> <i>Verbena bonariensis</i> var. <i>bonariensis</i> <i>Verbena ephedroides</i> <i>Verbena rigida</i> Espécies de abelhas <i>Anthrenoides alvarengai</i> <i>Anthrenoides larocai</i> <i>Anthrenoides meridionalis</i> <i>Anthrenoides rodrigo</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 09</i> <i>Brachynomada sp. 03</i> <i>Ceratina (Neoclavicera) asunciana</i> <i>Ceratina (Neoclavicera) subcarinata</i> <i>Ceratina (Rhysoceratina) canaliculata</i> <i>Ceratina (Rhysoceratina) stilbonota</i> <i>Chilicola (Prosopoides) cfr. prosopoides</i> <i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) chacoensis</i> <i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) sp. 01</i> <i>Coelioxys (Neocoelioxys) sp. 01</i> <i>Coelioxys (Acrocoelioxys) tolteca</i> <i>Dialictus sp. 19</i> <i>Dicranthidium aff. soniae</i> <i>Dicranthidium sp. 01</i> <i>Exomalopsis (Exomalopsis) analis</i> <i>Hypanthidium divaricatum</i> <i>Lanthanomalissa betinae</i>	Espécies de plantas <i>Baccharis axillaris</i> <i>Baccharis helichrysoides</i> <i>Bidens pilosa</i> <i>Bidens segetum</i> <i>Cantinoa heterodon</i> <i>Conyza cf. bonariensis</i> <i>Desmodium incanum</i> <i>Endlicheria paniculata</i> <i>Erechtites valerianifolius</i> <i>Eryngium eburneum</i> <i>Iresine diffusa</i> <i>Leandra aurea</i> <i>Luehea divaricata</i> <i>Mesosphaerum aff. Sidifolium</i> <i>Mimosa pilulifera Benth.</i> <i>Pleroma granulosum</i> <i>Rubus brasiliensis</i> <i>Sida potentilloides</i> <i>Sida rhombifolia</i> <i>Solanum americanum</i> <i>Solanum corymbiflorum</i> <i>Tagetes minuta</i> <i>Tradescantia fluminensis</i> Espécies de abelhas <i>Acamptopoeum prini</i> <i>Augochloropsis (Augochloropsis) brachycephala</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) cleopatra</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 03</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 05</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sparsilis</i> <i>Cephalurgus anomalus</i> <i>Ceratina (Ceratinula) sp. 03</i> <i>Ceratalictus psoraspis</i> <i>Coelioxys (Cyrtocoelioxys) sp. 01</i> <i>Dialictus sp. 01</i> <i>Exomalopsis (Exomalopsis) sp. 01</i> <i>Exomalopsis (Exomalopsis) sp. 02</i> <i>Exomalopsis (Exomalopsis) vernoniae</i> <i>Hylaeus sp. 02</i> <i>Hylaeus sp. 05</i> <i>Megachile (Austromegachile) facialis</i> <i>Megachile sp. 02</i> <i>Melissoptila thoracica</i> <i>Melissoptila vulpecula</i> <i>Neocorynura atromarginata</i> <i>Psaenythia bergii</i> <i>Psaenythia quadrifasciata</i> <i>Pseudaugochlora indistincta</i> <i>Pseudepeolus angustatus</i> <i>Rhopitulus sp. 5</i>	Espécies de plantas <i>Croton pallidulus</i> <i>Hypericum brasiliense</i> <i>Pfaffia tuberosa</i> <i>Schinus engleri</i> <i>Senecio langei</i> <i>Serjania glabrata</i> Espécies de abelhas <i>Anthrenoides ornatus</i> <i>Anthrenoides paolae</i> <i>Augochlora (Augochlora) perimelas</i> <i>Augochloropsis (Glyptobasias) chloera</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) iris</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) multiplex</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 12</i> <i>Augochloropsis (Paraugochloropsis) sp. 14</i> <i>Belopria zonata</i> <i>Ceratina (Ceratinula) sp. 01</i> <i>Ceratina (Rhysoceratina) volitans</i> <i>Chilicola (Oedisceliscia) sp. 01</i> <i>Chilicola (Oedisceliscia) sp. 02</i> <i>Dialictus sp. 04</i> <i>Dialictus sp. 16</i> <i>Dialictus sp. 17</i> <i>Neocorynura dilutipes</i> <i>Nomada sp. 1</i> <i>Paroxystoglossa andromache</i> <i>Paroxystoglossa brachycera</i> <i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) cyaneus</i> <i>Rhectomia pumilla</i> <i>Sphecodes sp. 01</i> <i>Temnosoma sp. 01</i>

Módulo 5	Módulo 6	Módulo 7
<i>Lophopedia nigrispinis</i>	<i>Temnosoma</i> sp. 03	
<i>Megachile (Melanosarus)</i> aff. <i>brasiliensis</i>		
<i>Megachile (Chrysosarus)</i> cfr. <i>tuberculifera</i>		
<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp. 01		
<i>Melissoptila aureocincta</i>		
<i>Melissoptila buzzii</i>		
<i>Melissoptila cnecomala</i>		
<i>Melissoptila minarum</i>		
<i>Melissoptila paraguayensis</i>		
<i>Melissoptila setigera</i>		
<i>Nomada</i> sp. 3		
<i>Paratetrapedia fervida</i>		
<i>Psaenythia collaris</i>		
<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon)</i> <i>pruinusus</i>		
<i>Rhophitulus</i> sp. 1		
<i>Rhophitulus</i> sp. 3		
<i>Rhophitulus</i> sp. 4		
<i>Rhophitulus</i> sp. 6		
<i>Rhophitulus</i> sp. 9		
<i>Tetraglossula anthracina</i>		
<i>Tetrapedia diversipes</i>		

MATERIAL SUPLEMENTAR 8. VALORES DE PORCENTAGEM DE ÁREA VERDE (PLAND) E DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANON DA PAISAGEM (SHDI) NAS ESCALAS SELECIONADAS NESTE ESTUDO, PARA TODAS AS ÁREAS AMOSTRAIS, COM SEUS RESPECTIVOS VALORES DE VARIÂNCIA NESTAS ESCALAS, COM E SEM A ÁREA DO PASSEIO PÚBLICO.

Áreas	PLAND_0.5	PLAND_1	PLAND_1.5	PLAND_2	SHDI_0.5	SHDI_1	SHDI_1.5	SHDI_2
PP	13.15	4.96	3.72	4.47	0.51	0.24	0.19	0.22
CJB	52.84	27.84	15.73	10.81	0.94	0.83	0.57	0.44
QMAN	49.88	33.94	30.89	20.34	1.02	1.01	0.92	0.70
PATU	56.84	33.95	21.98	17.52	1.17	0.93	0.71	0.61
PTA	68.37	52.29	48.12	47.13	1.33	1.25	1.17	1.14
PTI	55.39	51.25	51.00	47.22	1.15	1.12	1.06	1.03
PIGUA	91.92	66.34	49.90	43.08	1.15	1.24	1.20	1.09
QGEN	89.56	56.56	41.64	35.41	1.27	1.27	1.12	1.01
QGAC	55.74	19.76	11.91	10.28	1.14	0.66	0.46	0.41
SJP	84.62	65.40	63.14	54.34	1.15	1.08	1.10	1.14
Variância	548.10	414.88	393.49	336.84	0.05	0.10	0.12	0.12
Variância sem PP	287.47	284.05	316.97	295.00	0.01	0.04	0.08	0.09